



Université
de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par : *l'Université Toulouse 3 Paul Sabatier (UT3 Paul Sabatier)*

Présentée et soutenue le 09/10/2020 par :

Roxelane CAKIR

**Les fonctions écologiques de régulation des nitrates au sein des bassins
versants : des cours d'eau aux territoires**

JURY

MAGALI GERINO
GILLES BILLEN
PATRICK MEIRE
EUGENIA MARTÍ
JOSÉ MIGUEL SÁNCHEZ-PÉREZ
MARTIN VOLK
SABINE SAUVAGE
ROMAIN WALCKER

Université Toulouse III
Université Pierre et Marie Curie
University of Antwerpen
CEAB-CSIC
CNRS
UFZ
CNRS
Université Toulouse III

Présidente du Jury
Rapporteur
Rapporteur
Examinatrice
Examineur
Examineur
Directrice de thèse
Co-directeur de thèse

École doctorale et spécialité :

SDU2E : Surfaces et interfaces continentales, Hydrologie

Unité de Recherche :

Laboratoire écologie fonctionnelle et environnement (UMR 5245)

Directeur(s) de Thèse :

Sabine SAUVAGE et Romain WALCKER

Rapporteurs :

Gilles BILLEN et Patrick MEIRE

Résumé

Le maintien de la qualité des eaux de surface au sein des bassins versants est un enjeu pour la société et les écosystèmes. Ce maintien est en partie assuré par la régulation de la qualité de l'eau, encore trop peu étudiée. Comprendre cette régulation faciliterait la détermination de l'impact anthropique et des zones à préserver, en conséquence, une gestion de la ressource optimale. Si l'on considère les nitrates comme indicateur de la qualité de l'eau, ces derniers sont apportés en quantité importante par les activités agricoles, les rejets urbains et industriels. La régulation est assurée par les écosystèmes grâce à des processus naturels de production, de stockage et d'élimination. La régulation s'effectue à la fois dans les milieux terrestres et aquatiques, et dépend de facteurs de contrôle, tels que l'occupation du sol, l'hydrologie, la pédologie et la structure du paysage.

Le recours à la modélisation couplée à de l'observation à la fois sur les milieux aquatiques et terrestres est ainsi incontournable pour caractériser et quantifier les fonctions de régulations des nitrates à différentes échelles d'organisation spatiale. Les objectifs de cette thèse sont: (1) de quantifier et de comprendre l'évolution spatiale et temporelle des fonctions écologiques liées à la régulation des nitrates au sein du réseau hydrographique et des sols des versants, (2) d'analyser les facteurs de contrôle s'exerçant sur ces fonctions, (3) de quantifier avec des relations « simples » les fonctions écologiques, (4) de quantifier ces fonctions écologiques à l'échelle du Sud-ouest européen dans un contexte de gestion du territoire.

Deux échelles d'organisation spatiale ont été abordées : l'échelle de la masse d'eau au sens de la Directive Cadre sur l'Eau et l'échelle du système d'exploitation. La méthodologie a été développée sur la Garonne (50 000 km²) puis appliquée à l'échelle de tout le Sud-Ouest Européen (773 000 km²). Dans ce travail, nous avons exploité les données issues des agences de l'eau européennes mais aussi des données scientifiques issues de projets européens et d'études ponctuelles. Les résultats simulés à partir du modèle SWAT montrent que, dans le bassin versant de la Garonne, la production de nitrates est en moyenne de +1,62 gN.m⁻². j⁻¹ et l'élimination des nitrates est en moyenne égale à -1,77 gN.m⁻².j⁻¹ au sein des cours d'eau sur la période 2000-2010. Ces calculs intégrant l'anthropisation (villes, agriculture, barrages) sont obtenus à l'échelle mensuelle. L'élimination de nitrates est plus forte au printemps et en été dans les petits cours d'eau de plaines alluviales, tandis que la production est plus forte en aval des fleuves. Sur les versants du bassin, la production en nitrates est dominante dans les plaines alluviales tandis que la fonction d'élimination est dominante dans les forêts alluviales et les zones humides avec une composition élevée en matière organique (>2%). Par comparaison avec une cartographie naturelle, ces fonctions écologiques de régulation ont subi une perte de 76% au sein du bassin de la Garonne, due aux fortes pressions anthropiques notamment de changement d'occupation du sol. La dynamique spatio-temporelle de ses fonctions écologiques est contrôlée par la pente, le débit, les conditions hydrauliques et la concentration en nitrates dans les eaux de surface. À partir de ces facteurs de contrôle, des équations paramétriques modélisant l'élimination des nitrates dans les cours d'eau à l'échelle des masses d'eau ont pu être développées et validées sur le bassin versant de la Garonne. Les fonctions écologiques terrestres et aquatiques estimées à large échelle, celle du Sud-ouest européen, ont des variations spatiales et temporelles similaires à celles trouvées dans le bassin de la Garonne. Enfin, la valorisation des résultats de cette thèse a permis de nombreuses collaborations dans les domaines de l'hydrologie, de l'écologie et de l'économie et a fait l'objet de transferts de connaissances vers la société.

Abstract

Maintaining good surface water quality within watersheds is a crucial challenge for the society and the proper functioning of aquatic ecosystems. This maintaining is allowed by the water quality regulation service, which is still understudied. A better understanding of this service will help determining the human stressors and the potential protected areas designation. Consequently, this understanding will design an optimal management of the resource. If we take the case of nitrates in watercourses as an indicator of water quality, they are still currently brought in significant quantities from agricultural activities, urban and industrial effluents. The regulation service is provided by ecosystems through natural processes of production, storage and removal. Regulation takes place in both terrestrial and aquatic environments and depends on control factors such as land use and occupation, hydrology, pedology and landscape structure.

The use of modelling coupled with observation is thus essential to characterize and quantify the nitrate regulation functions at different organization scales and was the subject of this work. The objectives of this thesis are: (1) quantifying and understanding the spatial and temporal evolution of the ecological functions related to nitrate regulation within the hydrographic network and its watershed area; (2) analyzing the influencing factors on these functions; (3) quantifying the ecological functions with "simple" relationships in order to avoid "complex" modelling; (4) quantifying these ecological functions on the scale of Southwestern Europe in a context of land management and global change.

Two scales of spatial organization were addressed: the scale of the water body in the sense of the Water Framework Directive and the scale of the operating system. The methodology was first developed on the Garonne River (50,000 km²) and then applied on the scale of the whole Southwestern Europe (773,000 km²). In this work, we used data from the water agencies throughout Europe, but also scientific data from European projects and specific studies. The results simulated from the SWAT model show that, in the Garonne watershed, nitrate production is on average equal to $+1.62 \text{ gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ and nitrate removal is on average equal to $-1.77 \text{ gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ within the rivers over the period 2000-2010. These calculations were obtained from modelling on a monthly scale integrating anthropogenic pressures (cities, agriculture, dams). Nitrate removal is more significant during spring and summer in small rivers of alluvial plains, while production is more substantial downstream of large rivers. In the lands, nitrate production in soils is dominant in floodplains, while the in-land removal function is dominant in floodplain forests and wetland areas with high organic matter composition (>2%). These in-stream and in-land ecological functions are landscape-dependent. By comparing with natural maps, the in-land ecological functions have suffered a 76% loss due to strong human stressors in the Garonne watershed. The spatiotemporal dynamics of these in-stream and in-land ecological functions are controlled by the slope, the streamflow, the hydraulic conditions and the nitrate concentration in the surface waters. Based on these control factors, parametric equations modeling in-stream nitrate removal have been developed and validated on the Garonne watershed. The in-stream and in-land ecological functions estimated on a large scale, the scale of Southwestern Europe, have spatial and temporal variations similar to those found in the Garonne watershed and depend on landscape features and anthropogenic influence. Finally, the results of this thesis had been valorized thanks to many collaborations in the hydrological, ecological and economical fields and had been the subject of knowledge transfer to society.

Sommaire

Résumé	iii
Abstract	v
Sommaire	vi
Listes des figures.....	xii
Listes des tables	xix
Listes des abréviations	xxi
Remerciements.....	xxii
Avant-propos	xxv
Chapitre 1 : Introduction générale	1
A. Importance des cours d'eau et de leur qualité pour la société et les écosystèmes.....	3
1. La zone critique	3
2. Qu'est-ce qu'un cours d'eau ?	4
3. Le statut des rivières et fleuves en France et en Europe	5
4. Un bassin versant : de l'écosystème au paysage	7
1. L'hydrosystème et l'anthroposystème	7
2. Paysages fluviaux et écologie des paysages	9
5. La rivière : un milieu dynamique	10
1. Quand le fleuve fait son lit.....	10
a. Cycle de l'eau et les régimes hydrologiques	10
b. Les processus d'érosion, de transport et de sédimentation	11
2. Les unités du paysage.....	11
a. ... sont structurées par le bassin versant.....	11
b. ... et le corridor fluvial : continuité écologique et continuum fluvial.....	12
c. ... dépendent des interactions entre milieux terrestres et aquatiques.....	14
3. Les fonctions écologiques liées à la ressource en eau.....	15
a. Origine et définition des bénéfices naturels et des fonctions écologiques	15
b. États des lieux des SE en Europe.....	19
c. Le service de régulation de la qualité de l'eau douce et ses fonctions écologiques	20
d. Les facteurs de perturbations	21
B. Les nitrates comme traceurs environnementaux de la qualité de l'eau	23
1. La pollution chimique des cours d'eau	23
2. Cycle de l'azote	24
3. Fuites de nitrates et pollution azotée au sein du bassin versant	27
4. Nitrates dans les cours d'eau.....	27
5. Les fonctions écologiques de régulation des nitrates : Processus de production, d'immobilisation et d'élimination des nitrates dans l'environnement	29
1. Les voies de production, de stockage et d'élimination des nitrates dans les cours d'eau.....	29
2. Les zones humides (plaine alluviale).....	31
3. Les fonctions écologiques liées aux nitrates permettant une régulation de la qualité des eaux.....	32
C. Estimation des stocks et des flux de nitrates dans l'environnement	37
1. Les capacités des mesures terrains.....	37
2. Les capacités de la modélisation.....	38
1. Un modèle... À quoi ça sert ?.....	38
2. Les approches en modélisation hydrologique	39
3. Modélisation hydrologique.....	42
4. Modélisation des flux de nitrates	43
5. Le concept de modélisation des services écosystémiques et des fonctions écologiques en modélisation	46
D. Problématique scientifique et questions de recherche	47
1. Problématique et objectifs	47
2. Cheminement de la thèse	48

Chapitre 2 : Sites d'étude, données et modèles utilisés 51

Introduction.....	53
A. Description des bassins versants étudiés	53
1. Les bassins versants du Sud-Ouest européen.....	53
1. Structures physiques.....	53
2. Influence de l'Homme sur le Sud-Ouest européen	57
a. Occupation des sols et pratiques agricoles	57
b. Ouvrages hydrauliques.....	58
c. Prélèvement de la ressource en eaux.....	59
d. Gestion de la ressource en eau : Découpage administratif.....	60
2. Le bassin versant de la Garonne	60
1. Structure physique	60
2. Influence de l'Homme sur le bassin versant Garonne.....	62
B. Description du modèle SWAT	63
1. Choix du modèle.....	63
2. Présentation de SWAT.....	63
3. Fonctionnement hydrologique	65
1. Au sein des versants	66
a. L'évapotranspiration.....	66
b. Ruissellement et infiltration.....	68
2. Au sein de la rivière.....	70
4. Fonctionnement sédimentaire	72
5. Fonctionnement du cycle de l'azote	73
1. Au sein des versants	73
a. La minéralisation, la décomposition et l'immobilisation	75
b. La dénitrification dans les sols.....	76
2. Au sein de la rivière.....	76
6. Fonctionnement de l'impact anthropique	78
1. Le module agronomique.....	78
2. La modélisation des activités humaines dans SWAT	80
a. Les pratiques agricoles liées à la production agricole.....	81
b. Les pratiques de productions des secteurs primaires, secondaires et/ou tertiaires liées à la gestion de l'eau.....	82
c. La gestion de l'eau en zone urbaine.....	84
d. Autres pratiques liées à la gestion de l'eau.....	84
7. Définition des entrées du modèle.....	85
8. Spécificité des projets SWAT mis en place	86
1. Prise en compte des activités agricoles.....	86
2. Prise en compte des rejets anthropiques	90
3. Prise en compte des ouvrages hydrauliques.....	91
C. Utilisation d'autres outils de modélisation	91
1. LOADEST	91
2. SIMPA	92
D. Gestion des incertitudes	93
1. Méthode de calibration et analyse de sensibilité.....	93
2. Indices statistiques pour l'évaluation des résultats	94

Chapitre 3 : Fonctions de régulation des nitrates au sein du cours d'eau et facteurs de contrôle97

Introduction au chapitre 3.....	99
A. Quantification et cartographie de la production et de l'élimination des nitrates dans la Garonne à l'aide d'un modèle conceptuel à base physique	100
1. Introduction.....	102
2. Materials and Methods.....	104
1. Study Area	104
2. Model description.....	104
3. Model inputs.....	105
4. Model setup	107
5. Model calibration, validation and uncertainty analysis.....	108

6. Ecological Functions Indicators and Statistical Analysis.....	111
a. Nitrate Net Balance (NNB) and Nitrate Net Balance Rate (NNBR)	112
b. Identifying relevant factors for NR.....	112
3. Results	113
1. Assessment of NNB in the Garonne River Network.....	113
2. NNB Rate Dynamics	114
a. Seasonal Variation	114
b. Spatio-Temporal Variability of NNB.....	115
3. NR and influencing factors.....	115
a. Effects of hydro-morphological factors	115
b. Background Effect of Nitrate Concentration	117
c. Land Cover Effect.....	118
4. Discussion.....	118
1. Model Performance	118
a. Hydrology.....	119
b. Nitrate loads.....	119
c. Nitrate Net Balance (NNB).....	120
2. NNB Variations in Time and Space.....	122
a. Hot Spots And Hot Moments Of NR	122
b. Influence of hillside characteristics on NR.....	124
3. Influencing factors for in-stream NR	124
5. Conclusion	126
Acknowledgments	126
B. Prédiction de l'élimination des nitrates au sein du cours d'eau à partir de facteurs de contrôle environnementaux.....	129
1. Introduction.....	129
2. Matériels et méthodes	129
1. Observations in situ d'élimination de nitrates à l'échelle de tronçons de cours d'eau	129
2. Variables prédictives	130
3. Équations paramétriques.....	131
3. Résultats.....	133
1. Sélection des variables explicatives	133
2. Définition des groupes de rivières	134
3. Modélisation des fonctions écologiques d'élimination	134
4. Validation des fonctions écologiques d'élimination AR, PR et NR sur deux cours d'eau de la Garonne : Lézat & Montégut	136
5. Comparaison ente les fonctions écologiques NR modélisées par l'approche paramétrique et par le modèle SWAT	138
4. Discussions	139
1. Limites du modèle paramétrique	139
2. Liens avec les variables environnementales	139
3. Exploration de l'intégration d'un indicateur biologique IBG-MPCE dans l'équation paramétrique	141
4. Intérêt du modèle paramétrique et ses applications	144
5. Conclusion	144
Récapitulatif du chapitre 3	146
Conclusion générale du chapitre 3.....	147
<u>Chapitre 4 : Calibration du modèle et quantification des fonctions écologiques de régulation des nitrates dans les cours d'eau du Sud-Ouest Européen : à la recherche de facteurs d'influences</u>	<u>149</u>
Introduction au chapitre 4.....	151
A. Index d'Altération Hydrologique, un indicateur de la calibration complexe en termes de qualité et de quantité d'eau dans un contexte de changements globaux.	152
Avant-propos de la section A	152
1. Introduction.....	155
2. Materials and Methods.....	157
1. Study area	157
2. Global Methodology.....	159
3. Modeling approach: the SWAT model	160
4. Input Data	161
a. Dam management.....	162

b. Urban Sewage.....	163
c. Crop management.....	163
5. Study Area Discretization.....	164
6. Calibration, multiples validations and uncertainties.....	164
a. The Conventional Calibration (CC).....	164
b. The Additional Calibration (AC).....	166
7. Climate change and agricultural practices changes.....	167
8. Indicators of Hydrological Alteration.....	167
3. Results and Discussions.....	168
1. Water quantity evaluation.....	168
a. Streamflow evaluation of Conventional Calibration (CC).....	168
b. Streamflow evaluation of Additional Calibration (AC).....	170
c. Comparison of streamflow simulations between Conventional Calibration (CC) and Additional Calibration (AC).....	172
d. Water Yield validation with observations and model outputs.....	173
2. Water quality evaluation.....	176
a. Sediment Loads.....	176
b. Nitrate loads.....	177
c. Yield and Fertilization :.....	178
3. Variability of the model through the climate change scenario.....	180
4. Index of Hydrological Alteration (IHA) helping in the choice of calibration/validation procedure between CC and AC.....	180
5. Limitations and uncertainties of this study.....	182
4. Conclusions.....	183
B. Evaluation des fonctions écologiques liées aux nitrates dans les cours d'eau et de ses facteurs d'influence à l'échelle du Sud-Ouest européen.....	184
Avant-propos de la section B.....	184
1. Introduction.....	187
2. Material and Methods.....	189
1. Study area.....	189
a. The South-Western Europe Territory.....	189
b. The Garonne River Basin.....	190
2. Short reminder of the models.....	191
3. Ecological function indicators evaluation.....	192
4. Validation of the methodology from the water bodies to the subsystem's resolution in the case of the Garonne watershed.....	193
5. Ecological function indicators evolution in time and space over SUDOE territory.....	195
6. Influencing Factor Selection.....	195
3. Results.....	196
1. Comparison between high and low-resolution SWAT models for the Garonne watershed.....	196
2. Spatial and Seasonal Variations Over SUDOE Territory.....	199
3. NNB and influencing factors in the SUDOE territory.....	201
4. Relation IHA and Nitrate Net Balance (NNB).....	205
4. Discussions.....	205
1. Large scale application: model performances and uncertainties in the NNB simulation.....	205
2. NNB Variation in Time and Space.....	206
3. Influencing Factors for NR and NP for Different Resolutions.....	207
4. The Human Impact on the NR Function Determination.....	208
5. Conclusion.....	208
Récapitulatif du chapitre 4.....	210
Conclusion générale du chapitre 4.....	211
Chapitre 5 : Fonctions écologiques de régulation : des nitrates des terres aux rivières.	213
Introduction au chapitre 5.....	215
A. Altération des fonctions écologiques liées aux nitrates par la modification des paysages : l'exemple de la Garonne (France).....	217
1. Introduction.....	221
2. Material and methods.....	222
1. Study area.....	222
2. Predicted variables (NP & NR).....	223
3. Predictive variables.....	226

4. GIS analysis workflow for mapping NNB potential	230
5. Mapping Disagreement Between <i>Actual</i> And <i>Natural Landscapes</i>	232
6. Uncertainty assessment	233
3. Results	234
1. Sensitivity analysis results	234
2. NNB potential maps	235
3. Nitrate Net Balance (NNB) disagreement	238
4. Validation of disagreement maps	238
5. Factors affecting NNB potential and NNB disagreement	239
6. Management application of potential disagreement maps	240
4. Discussion	243
1. Uncertainties of the multi-criteria decision analysis	243
2. Spatial influence on the NNB potentials and disagreement	244
3. The uses of the factors affecting the NNB in environmental management application	246
4. Available options for the implementation of this model in water resource management decisions	247
5. Conclusion	248
Acknowledgment:	248
Authors contributions	248
B. Relation entre fonctions écologiques de régulation des nitrates dans les cours d'eau et dans les sols du bassin versant Garonne	249
1. Introduction	249
2. Matériel et Méthode	251
1. Méthodologie générale	251
2. Relation entre NP et NR dans les versants	251
3. Relation entre les bilans nets en nitrates (NNB) terrestres et aquatiques	252
4. Relation entre indicateurs NNB terrestres et aquatiques et d'autres indicateurs décrivant l'état d'une masse d'eau	253
3. Résultats et Discussion	254
1. Relation entre NP et NR	254
2. Relation entre fonctions de régulation des nitrates (NEF) terrestres et aquatiques	257
3. Relation entre indicateurs NNB terrestres et aquatiques et indicateurs décrivant l'état d'une masse d'eau	260
4. Conclusion	262
C. Relations exploratoires entre les fonctions écologiques de la régulation des nitrates des sols et celles des cours d'eau à l'échelle du Sud-Ouest européen	264
1. Introduction	264
2. Matériel et Méthode	264
1. NBB, NP et NR dans les sols	264
2. Variables utilisées pour estimer les potentiels NP et NR	265
3. Règles de notation des potentiels pour les experts	265
4. Variations des NNB du Sud-Ouest européen en fonction de leur localisation géographique	268
5. Analyses statistiques	269
3. Résultats et Discussions	271
1. Analyse SIG des cartes des potentiels NNB des sols	271
2. Facteurs d'influence liés aux NNB terrestres	276
3. Analyse des relations entre NNB terrestre et aquatique et de leurs facteurs d'influence	277
4. Conclusion	284
Récapitulatif du chapitre 5	286
Conclusion générale du chapitre 5	288
<u>Chapitre 6 : Interdisciplinarité et transferts des connaissances : Interface Science-Société, Entre Collaboration et Vulgarisation</u>	<u>291</u>
Introduction au chapitre 6	293
A. Volet Recherche	295
1. Domaine Intradisciplinaire : Intercomparaison de modèles hydrologiques et méthode de validation	295
1. Introduction	295
2. Matériel et Méthode	296
a. Évaluation des modèles utilisés	298
b. La méthodologie de validation croisée des modèles hydrologiques et des sorties de GRACE	299
3. Résultats et Discussions	300

a.	<i>La validation croisée des sorties de modèles et des solutions de GRACE</i>	300
b.	<i>Analyses des compartiments hydrologiques des modèles</i>	302
4.	Conclusion.....	303
2.	Domaine Pluridisciplinaire :	303
1.	Évaluer les indicateurs économiques	303
a.	<i>Introduction</i>	303
b.	<i>Matériel et Méthode</i>	306
c.	<i>Résultats et Discussions</i>	308
d.	<i>Conclusion</i>	310
2.	Quantifier et monétariser un service écosystémique.....	312
a.	<i>Introduction</i>	312
b.	<i>Matériel et Méthodes</i>	313
c.	<i>Résultats</i>	317
3.	Conclusion Volet Recherche.....	320
B.	Volet Vulgarisation et Enseignement	321
1.	Domaine Intradisciplinaire : Intercomparaison de modèles dans l'ingénierie écologique.....	321
1.	Introduction	321
2.	Exercices	322
a.	<i>« Brainstorming » sur la dénitrification</i>	322
b.	<i>Modèle A : La dénitrification de manière qualitative</i>	323
c.	<i>Modèle B : La dénitrification de manière quantitative</i>	324
d.	<i>Comparaison des deux modèles</i>	325
3.	Conclusion.....	325
2.	Domaine Interdisciplinaire : Agumod Land un jeu vidéo pour apprendre la gestion de la ressource en eau.....	325
1.	Introduction	325
2.	Contextualisation.....	326
3.	Destinataires	327
4.	Objectifs	328
5.	Communication	328
6.	Conclusion.....	329
3.	Conclusion Volet Enseignement.....	329
	Chapitre 7 : Discussion générale.....	331
A.	Analyse des méthodes d'évaluation des fonctions de régulation des nitrates aux échelles spatio-temporelles de la prise de décision	333
1.	La modélisation spatiale face au problème posé	333
2.	Un point épineux : la disponibilité des données.....	336
B.	Concepts théoriques de l'évolution des fonctions écologiques des sols et des cours d'eau.....	338
1.	Optimisation de l'évaluation.....	338
2.	Continuité écologique entre les fonctions des versants et des cours d'eau	341
3.	Les facteurs d'influence des fonctions écologiques	343
4.	Indicateurs de demande et de délivrance pour évaluer le service de régulation des nitrates.....	345
5.	La théorie du seuil limite et de l'équilibre des fonctions écologiques	346
C.	Contributions envisageables de nos méthodes à l'action publique	349
1.	Couplage entre indicateurs de terrain et modélisation	349
2.	Vers un modèle simplifié pour estimer les concentrations en nitrates et les fonctions écologiques	350
3.	Intérêt de la recherche dans la mise en place de politiques de l'eau	353
4.	Pistes d'application des modèles pour la gestion	355
	Conclusion Générale et Perspectives	357
	Références bibliographiques.....	365
	Annexes	391
A.	Informations Annexes au chapitre 4A.....	393
B.	Informations Annexes au chapitre 5A.....	396

Listes des figures

Figure 1: Fonctionnement de la zone critique à l'échelle du bassin versant et principales disciplines scientifiques qui l'étudient. La zone critique est la fine couche poreuse à la surface de la terre. Elle est située entre l'atmosphère et la roche mère non altérée. (Tirée de Gaillardet et al., 2018).	4
Figure 2: Répartition des écorégions dans le Sud-Ouest européen (adapté de la base de données de l'Agence Européenne pour l'Environnement (EEA, 2016)). Une écorégion correspond à une zone géographique large caractérisée par un climat, une topographie, une faune et une flore propre à la zone selon l'EEA.	6
Figure 3: Représentation d'un bassin versant, des écoulements d'eau prenant place au sein du bassin versant et des éléments influençant ces écoulements (barrages, zones humides, villes...) (Adaptée du Syndicat de Rivières Brèvenne Turdine).	8
Figure 4: Représentation d'un bassin versant, de ses hydrosystèmes fluviaux et de la dynamique fluviale (adapté de FAO and European Inland Fisheries Advisory Commission (1998) et de Amoros et Petts (1993)).	8
Figure 5: Schéma explicatif de la classification de Strahler (Strahler, 1957).	12
Figure 6: Schéma de la continuité écologique, transit sédimentaire et libre-circulation des organismes d'après l'Office Internationale de l'eau (OIEau, 2018).	12
Figure 7: Schéma des différentes zones hyporhéiques existantes (tiré de Datry et al. (2008) d'après Malard et al. (2000)) avec (A) absence de zone hyporhéique due à l'affleurement direct avec le substratum imperméable, (B) présence de zone hyporhéique par phénomène d'advection d'eau de la rivière à l'intérieur des sédiments, (C) zone hyporhéique « perchée » au-dessus de la nappe phréatique, (D) zone hyporhéique échangeant des flux verticaux important avec la nappe sous-jacente et (E) zone hyporhéique présentant un équilibre dynamique avec la nappe.	15
Figure 8: Schéma des différents services écosystémiques liés à la ressource en eau douce et les cycles des nutriments d'après le rapport CICES 2016.	17
Figure 9: Relation entre les paysages, les fonctions écologiques et les services écosystémiques (adapté d'Étude & Documents n° 20, mai 2010, Commissariat Général au Développement Durable). Un paysage comprend plusieurs fonctions qui alimentent un ou plusieurs services, un service est ainsi l'expression d'une ou de plusieurs fonctions.	18
Figure 10: Représentation de l'importance des différents services écosystémiques (SE) dans quatre paysages distincts des Baronnies provençales : (1) paysage forestier (2) paysage agricole annuel (3) paysage agricole de culture pérenne ou de prairies (4) paysage fluvial (tirés de Tschanz et al. (2015)).	19
Figure 11: Cycle de l'azote simplifié en 2D dans les sols adapté de la présentation de Dausse and Mérot (2014).	26
Figure 12: Efficacité d'élimination de l'azote en fonction du débit et de la charge en azote inorganique dissous pour différents apports azotés dans le réseau fluvial (low : faible de 70 kg.km ⁻² .y ⁻¹ , current : moyen de 200 kg.km ⁻² .y ⁻¹ , et high : élevé de 400 kg.km ⁻² .y ⁻¹) adapté de Wollheim et al., 2008.	28
Figure 13: Cycle de l'azote permettant un abattement de l'azote au sein d'une zone humide (adapté de Dausse and Mérot (2014)).	32
Figure 14: Facteurs influençant la dénitrification dans les sols (rouge : facteurs directs, bleus: facteurs indirects) tirés de Saggart et al. (2013).	35
Figure 15: Facteurs influençant les fonctions écologiques dans les sols et dans les cours d'eau	36
Figure 16: Composants d'un modèle hydrologique d'après Singh (1995).	39
Figure 17: Schéma de la relation entre la complexité d'un modèle, la disponibilité d'information et l'efficacité de prédiction (Grayson et al., 2002).	41
Figure 18: Schéma de l'influence potentielle de la modélisation des services écosystémiques tirés de Martínez-López et al. (2019).	46
Figure 19: Délimitation des régions administratives (antérieurs à 2016) du Sud-Ouest européen et de ses principales villes.	54
Figure 20: Unités politiques de l'eau, découpage administratif de la gestion de la ressource en eau à l'échelle du Sud-Ouest européen (SUDOE) pour la France (vert), l'Espagne (noir) et le Portugal (bleu) à l'échelle des démarcations hydrographiques, (B) des systèmes d'exploitation et (C) des masses d'eau	54
Figure 21: Répartition de l'utilisation de la surface agricole par pays dans la zone du Sud-Ouest européen d'après les données nationales de statistiques agricoles datant de 1998 à 2017, Agreste pour la France (http://agreste.agriculture.gouv.fr/), MAPAMA pour l'Espagne (https://www.mapama.gob.es/) et INE pour le Portugal (https://ine.pt).	58
Figure 22: Principales régions climatiques (adapté de Probst, 1983) du bassin versant de la Garonne et de ses principaux affluents (le Lot, le Tarn et l'Ariège).	61
Figure 23: Représentation des flux et des différents compartiments du cycle hydrologique du modèle SWAT. Traduit de Neitsch et al. (2009).	65

Figure 24: Représentation géométrique d'un cours d'eau dans SWAT adapté d'après Neitch et al. (2011).	71
Figure 25: Cycle de l'azote dans les cours d'eau et dans les sols représenté dans le modèle SWAT d'après la description de Neitch et al. (2011) description.	74
Figure 26: Schéma conceptuel du module QUAL2E intégré dans le modèle SWAT et simulant le cycle de l'azote dans la colonne d'eau et dans les sédiments (adapté de Bailey and Ahmadi (2014))	78
Figure 27: Schéma hydraulique des bassins Tarn-Viaur, adapté de Kent (2012) et EDF (1994)	83
Figure 28: Schématisation d'un réservoir dans SWAT d'après Ward and Elliot (1995)	84
Figure 29: Comparaison entre les effluents azotés en tN.an^{-1} observés par les agences de l'eau (de 2000 à 2010) et celles simulés avec l'équation 37 issue des données de la base de données UWWTP—EUIDB (https://ec.europa.eu/)	91
Figure 30: Conceptualization of the Garonne river watershed and localization of the data used in this study: Hydrology and nitrate gauging stations (1- Foix, 2- Saint-Béat, 3- Valentine, 4- Roquefort, 5- Auterive, 6- Portet, 7- Larra, 8- Verdun, 9- Villemure, 10- Millau, 11- Sarrans, 12- Truyère Aval, 13- Truyère Amont, 14- Villefranche, 15- Laguepie, 16- Loubéjac, 17- Cahors, 18- Lamagistère, 19- Nérac, 20- Tonneins) ; Wastewater treatment plants (A- Toulouse, B- Colomiers, C- Castres, D- Montauban, E- Rodez, F- Albi, G- Age); Weather SAFRAN grid (777 points); Nitrate Net Balance sampling sites (I: Montegut, II: Lézat, III: Downstream of Toulouse) ; the System Neste (area in grey); the bold river is the Garonne river.	107
Figure 31: SWAT inputs: (A) Land use; (B) Soils; (C) Topography - sources of data cf. Table 4.	108
Figure 32: Comparison of discharge on daily time scale between SWAT model (solid lines) and observation (dotted lines) during calibration period (2000 – 2010) and validation period (1990 – 1999) at (A) the Garonne river outlet, Tonneins gauging station, (B) Portet-sur-Garonne, Garonne river, (C) Villefranche, Aveyron river, (D) Roquefort, Salat River. The localization of the stations in Figure 30 is respectively numbers: 20,6,14,4.	111
Figure 33: Comparison of nitrate loads on daily time scale between SWAT model (black solid line) and observation (white circle) during calibration period (2000 – 2010) and validation period (1990 – 1999) at (A) the outlet, Tonneins gauging station, (B) Portet-sur-Garonne, (C) Villefranche, (D) Roquefort. The localization of the stations in Figure 30 is respectively numbered: 20,6,14,4.	111
Figure 34: The inter-annual monthly average simulation of (A) Nitrate Net Balance, NNB, by reaches over Garonne watershed in $\text{gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$; (B) Nitrate Net Balance Rate, NNBR, by reaches over Garonne watershed in m^{-2} ; and localization of NNB sampling sites (I: Montegut, II: Lézat, III: Downstream of Toulouse) and two gauging stations (Tonneins at the outlet and Roquefort at Salat)	113
Figure 35: Seasonal variations of simulated Nitrate Net Balance Rates repartitioned through seasons in m^{-2} over the period from 2000 to 2010.	114
Figure 36: Standard deviation of the monthly average Nitrate Net Balance Rates over the watershed in m^{-2} from 2000 to 2010.	115
Figure 37: Seasonal variations of simulated Nitrate Net Balance (NNB) in all reaches of Garonne watershed (A, B) during Summer and Winter and the contribution of physical (C, D) and biological (E, F) processes in the NNB (unit: $\text{gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$).	117
Figure 38: Spatial pattern of the 3 groups over the Garonne watershed after clustering Nitrate Removal as a function of influencing factors. Division in three groups - S1: slope $\geq 1\%$; S2: slope $[0.5,1]$; S3: slope $< 0.5\%$	117
Figure 39: Nitrate Net Balance (NNB) repartition in three groups (S1: slope $\geq 1\%$; S2: slope $[0.5,1]$; S3: slope $< 0.5\%$) according to (A) physical and biological processes, (B) physical Processes, (C) biological processes. Kruskal- Wallis test: NS: p-value > 0.05 ; *: p-value ≤ 0.05 ; **: p-value ≤ 0.01 ; ***: p-value ≤ 0.005). Nitrate removal (when the NNB is below zero) is mostly observed in all three groups. However, Nitrate Production is observed in the high Strahler reaches as shown in Figure 39 (A) upper whisker of S3 that means NNB remains higher in group 3.	117
Figure 40: A – Distribution of Nitrate Net Balance quartiles surrounded by land covers according to Corine Land Cover (CLC) 2012 classification. B – Group repartition surrounded by crop management according to CLC 2012 classification (with quartile 1 ≤ -0.5 , quartile 2 $[-0.5, -0.4]$, quartile 3: $[-0.4, 0]$, quartile 4 > 0 , units: $\text{gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). Quartile 1 combines reach removing nitrate the most and quartile 4 combines reaches producing nitrate.	118
Figure 41: Schéma global pour la détermination de la fonction d'élimination des nitrates à partir (1) du modèle déterministe SWAT et (2) des équations paramétriques validées sur des mesures in situ prélevées sur 9 cours d'eau européen. La validation des équations paramétriques a été effectuée sur des mesures in situ prélevées sur 2 cours d'eau du bassin Garonne et sur les équations simulés à partir des données hydromorphologiques issues de trois différentes sources: (1) les prélèvements in situ du projet STREAMES, (2) les prélèvements in situ effectués par l'Agence de l'eau Adour Garonne (AEAG) et (3) les données simulés dans le modèle SWAT (Chapitre 3A). Puis, une validation croisée a été menée sur les sorties du modèles SWAT (Chapitre 3A) et ceux des équations paramétriques en utilisant les données hydromorphologiques simulés par SWAT comme données d'entrée sur l'ensemble du bassin versant de la Garonne.	128

Figure 42: Schéma théorique des mesures de bilans de tronçons effectué dans le projet STREAMES.....	128
Figure 43: Localisation des cours d'eau européens du programme STREAMES et des caractéristiques des bassins versants associés – 11 cours d'eau au sein de 8 pays.....	130
Figure 44: Influence des cours d'eau sur la variabilité des variables hydromorphologiques. La description des variables est décrite dans la table 9.....	133
Figure 45: Comparaison entre les fonctions d'élimination en nitrates modélisées avec les équations de la table 10 et mesurées durant le projet STREAMES. (A) Ammonia Removal (AR) (en $\text{mgN.m}^2.\text{min}^{-1}$); (B) Phosphate Removal (PR) ($\text{mgP.m}^2.\text{min}^{-1}$); (C) Nitrate Removal (NR) ($\text{mgN.m}^2.\text{min}^{-1}$).....	136
Figure 46: Corrélations entre les simulations et les observations des fonctions écologiques d'élimination aux stations de Lézat et Montégut (Figure 43) pour (A) l'ammonium (en $\text{mgN.m}^2.\text{min}^{-1}$), (B) le phosphate (en $\text{mgP.m}^2.\text{min}^{-1}$), (C) le nitrate ($\text{mgN.m}^2.\text{min}^{-1}$).....	137
Figure 47: Performance de PBIAS entre l'approche paramétrique ($\text{NRE}_{\text{Eq.3}}$), obtenue à partir des équations paramétriques (Table 10) et l'approche mécanistique (NR_{SWAT}), obtenue à partir des sorties du modèle semi-empirique à base physique SWAT.....	138
Figure 48: Typographies des différents groupes de cours d'eau	140
Figure 49: Relation entre les fonctions NR simulées par SWAT et simulées par les équations paramétriques dans le bassin Garonne	142
Figure 50: SUDOE study area characteristics (A) Topography, main cities and regions ; (B) Land use and subsystems ; (C) Pedology.....	158
Figure 51: SUDOE models (1: North project, 2: East project, 3: West Project; A- Garonne, B- Adour, C- Aude, D- Minho, E- Duero, F- Ebro, G-Tajo, H- Guadalquivir, I- Jucar, J: Guadiana, K: Segura).....	159
Figure 52: Global approach of this study to model SUDOE territory.....	160
Figure 53: Streamflow time series between simulations, Conventional Calibration (CC, dotted lines) and Additional Calibration (AC, straight lines) and observations (points) at monthly scale at the main outlets for calibration (2000 – 2005) and validation (2006 –2010) periods (cf. Figure 51 for watershed localization: A- Garonne, B- Adour, C- Aude, D- Minho, E- Duero, F- Ebro, G-Tajo, H- Guadalquivir, I- Jucar, J: Guadiana, K: Segura).....	169
Figure 54: Simulated AC versus observed annual water volume (Hm^3) used in irrigation for each Spanish region (inter-annual averages from 2000 to 2010).....	171
Figure 55: Simulated CC (Conventional Calibration) and AC (AdditionalCalibration) versus (A) observed annual water volume and versus (B) SIMPA simulation for the main watersheds of the SUDOE territory (inter-annual averages from 2000 to 2010).....	173
Figure 56: “Natural” water volume for subsystem simulated with SWAT (AC; Additional Calibration) versus “natural” water volume simulated with SIMPA (Figure 50b) of the main Spanish watersheds (inter-annual averages from 2000 to 2010).....	174
Figure 57: Inter-annual monthly dynamics of “natural” water volumes in the main SUDOE watersheds simulated with SIMPA (red line), SWAT Additional Calibration (SWAT AC, blue line) and SWAT Conventional Calibration (SWAT CC, dotted dark line). The color ribbons (blue for AC and gray for CC) show the 95% prediction uncertainty intervals resulting from the best SWAT-CUP simulation. The letters indicate the watershed localization over SUDOE territory (Figure 51) (inter-annual averages from 2000 to 2010). There is no SIMPA simulation for Garonne and Aude watersheds.....	175
Figure 58: Monthly variation of sediment loads from 2000 to 2010 (calibration period: 2000 -2005, validation period: 2006 - 2010) obtained with LOADEST and SWAT calibrations in the main SUDOE watersheds (AC: Additional Calibration; CC: Conventional Calibration). The letters indicate the watershed localization over SUDOE territory (Figure 51).....	176
Figure 59: Average variation of daily nitrate loads from 2000 to 2010 (calibration period: 2000 -2005; validation period: 2006 – 2010 simulated at monthly scale) obtained with LOADEST and SWAT versions in the main SUDOE watersheds (AC: Additional Calibration; CC: Conventional Calibration). The letters indicate the watershed localization over SUDOE territory (Figure 51).....	179
Figure 60: Boxplot of annual national and AC simulated crop yield values (AC: Additional Calibration (A) by country ; (B) by crops. AC simulated crop yields are the interannual average from 2000 to 2010.....	179
Figure 61: ΔKGE between Conventional (CC) and Additional Calibration (AC) for 47 gauging stations face to IHA (Hydrological Alteration Index) from 2000 to 2010.....	181
Figure 62: SUDOE study area with the main cities, the seven main watersheds (A- Garonne, B- Duero, C –Ebro, D- Tajo, F – Guadiana, G – Guadalquivir), the division of SUDOE part (1: North part, 2: East part, 3: West part), and the delineation of Subsystem model with a zoom on Garonne watershed and the superposition of Subsystem model and water bodies model.....	191
Figure 63: Representation of the river network of Water body model (low-resolution) and Subsystem model (high resolution) and identification of the 25 monitoring points (letters).....	194
Figure 64: Scale of Nitrate Net Balance calculations. The nodes indicated by the " Nitrate Net balance by subsystem " of each model had been used to compare both model in this study.(WB: Water Body).....	194

Figure 65: Comparison of (A) monthly streamflow and (B) monthly nitrate load (kg) outputs between Water body (olive, high resolution) and Subsystem (gray, low resolution) models and observations (white) over Garonne watershed at the 25 monitoring points. Letters correspond to the different stations in figure 63.	197
Figure 66: The monthly average of Nitrate Net Balance over the Garonne watershed for Subsystem and Water Body models (unit: $\text{gN.m}^{-2}.\text{month}^{-1}$).	198
Figure 67: PBIAS performance of Nitrate Net Balance comparison between Water body and Subsystem models over Garonne watershed. The simulation had been performed from 2000 to 2010.	198
Figure 68: Spatial variation of nitrate net balance considering (A) all processes, (B) physical processes and (C) biological processes over SUDOE.	200
Figure 69: Representation of the PCAmix analysis on the first and third dimensions (16% of the information): the observation (top left), the qualitative variables (top right), the quantitative variables (bottom left) and all variables (bottom right). SUDOE parts: E (East part), W (West part), N (North part) (cf. Figure 62). Land Use (LU): AGRC (intensive crops), ALMD (almonds), BERM (urban), CORN (corn), COTP (cotton), FRSD (deciduous forests), FRST (mixed forest), GRAP (vineyard), OLIV (olives), ORAN (orange), ORCD (orchard), PAST (pasture), PINE (pine forest), RICE (rice), RNGB (Range-Brush); RNGE (Range-Grasses); SUNF (sunflower), SWRN (Arid area), WATR (water), WETL (wetlands).	202
Figure 70: Spatial repartition of three groups defined by NNB value simulated by the Subsystem model over SUDOE territory between 2000 and 2010.	204
Figure 71: Nitrate net balance (NNB) repartition according to (1) geographical repartition and (2) spatial groups and environmental factors repartition through spatial groups based on Subsystem model: (3) Streamflow, (4) streams width, (5) stream length, (6) slope, and (7) Altitude.	204
Figure 72: Correlation between IHA (Hydrological Alteration Index) and the logarithm of nitrate removal (unit: $\text{kgN.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$) simulated by the Subsystem model simulated from 2000 to 2010 at subsystems level over SUDOE territory. The subsystems are divided in three geographical parts: East part, West part and North part (Figure 62).	205
Figure 73: (a) Localization of the Garonne basin, slope map and main streams. (b) Weighted distances to the river classified in ten groups. (c) Average monthly mean temperature and localization of mountains area of Garonne watershed. (d) Average soil pH.	223
Figure 74: Flowchart illustrating the global methodology of the multi-criteria model used to assess the Nitrate Net Balance (NNB) disagreement map.	225
Figure 75: Input data for multi-criteria analysis. (a) Actual Land use map ; (b) Simplified Potential Vegetation under Natural landscape ; (c) Soil Organic Matter in g/kg for Actual landscape; (d) Soil Organic Matter in g/kg for Natural landscape; (e) Actual wetlands ; (f) Potential Wetlands Area.	229
Figure 76: Disagreement maps (3x) in the Garonne basin between Actual (1x) and Natural landscapes (2x) for (a) Nitrate potential removal (NR); (b) Nitrate potential production (NP); (c) Nitrate Net Balance potential (NNB).	237
Figure 77: Nitrate Net Balance (NNB) potential and disagreement class calculated as the majority class in each subbasin (1x) and the percentage of the area occupied by this majority class (2x). (1a) The majority class of NNB potential of Actual landscape, (1b) the majority class of NNB potential of Natural landscape with three types of functions: Neutral Balance (NB, white), Nitrate Removal (NR, green), and Nitrate Production (NP, orange), (1c) the majority class of NNB disagreement with three types of functions: No change (white), gain of NEF (Nitrate-related Ecological Function, green), and loss of NEF (orange). (2a) The percentage of the area occupied the majority NNB class for Actual landscape, (2b) The percentage of the area occupied the majority NNB class for Natural landscape, (2c) The percentage of the area occupied the majority class for the NNB potential disagreement map. The percentage occupied by the majority class in a given subbasin is generated from the number of pixels in the majority class of the subbasin divided by the total number of pixels of the subbasin.	241
Figure 78: Subbasin potential of loss, gain and no change classes of Nitrate-related ecological function (NEF) deduced from the Nitrate Net Balance (NNB) disagreement maps between Actual landscape in each subbasin.	242
Figure 79: Percentage of the soil biodiversity indicator, the earthworm factor (based on earthworm abundance), in each Nitrate Net Balance (NNB) disagreement class in the Garonne basin. The earthworm factors were divided in 4 groups according to the quartile repartition (Q1: [0.737 , 0.940[in red; Q2: [0.940 , 0.971[in orange; Q3: [0.971 , 0.998[in light green; Q4: [0.998 , 1] in green). NNB disagreement classes below 0 indicate a loss of Nitrate-related Ecological Functions (NEF), NNB disagreement above 0 indicate a gain of NEF and a NNB equal to 0 indicate no change.	247
Figure 80: Le service de régulation des nitrates dans l'eau et les fonctions écologiques associées. Les niveaux représentent les différentes interactions étudiées dans cette section : Niveau 1 : interaction entre l'élimination (NR) et la production des nitrates (NP) dans le sols, Niveau 2 : interaction entre NEF terrestres et aquatiques, ces NEF sont exprimées par trois indicateurs : les fonctions NP, NR et le bilan net entre NP et NR (NNB), Niveau 3 : interaction les NEF et d'autres indicateurs : indice de macroinvertébrés (IBG-MPCE), indice d'altération hydrologique (IAH)).	250

Figure 81 : Pourcentage occupé par la classe de potentiel i des NNB (variant de -9 à +9) pour chaque occupation du sol (OS) en considérant (a) les NNB Actual en fonction des différentes zones d'occupations, (2) les NNB Natural en fonction des différentes zones d'occupations. Les zones d'occupations sont définies dans la table 20 en fonction des occupations de sols Natural et Actual. On distingue les zones à majorité agricole (ZA), les zones à majorité urbaine (ZU), les zones à majorité forestière (ZF), les zones occupées majoritairement par des plans d'eau (ZWa) et les zones présentant essentiellement des zones humide (ZWe). Les NNB expriment diverses fonctions : la fonction d'élimination en nitrates (valeurs négatives de -9 à -1), le bilan neutre (égal à 0) et une production en nitrates (valeurs positives de 1 à 9).	255
Figure 82: Corrélation entre les potentiels NR (Nitrate Removal) et les potentiels moyennés NP (Nitrate Production) de l'état Actual calculés à partir de l'équation 51 pour chaque zone d'occupations et tendance moyenne des relations pour les différentes zones d'occupations du sol pour l'état Actual et l'état Natural. Les zones d'occupations sont définies dans la table 20 en fonction de la superposition des occupations des sols des états Natural et Actual. On y distingue les zones à majorité agricole (ZA), les zones à majorité urbaine (ZU), les zones à majorité forestière (ZF), les zones occupées majoritairement par des plans d'eau (ZWa) et les zones présentant essentiellement des zones humides (ZWe). L'intervalle d'incertitude de la tendance moyenne des relations des différentes zones d'occupations du sol de l'état Natural a été indiqué.	255
Figure 83: Relation entre la somme des potentiels Élimination en Nitrates (NR) et Production en nitrates (NP) pour l'ensemble des masses d'eau de la Garonne des cours d'eau altérés (Altered, Index d'Altération Hydrologique IAH<0,90, rose, pente = 0,06) et des cours d'eau non altérés (Not-Altered, IAH ≥ 0,90, noir, pente = 0,12) et les densités respectives de NP et NR.	257
Figure 84: Corrélation entre le potentiel des bilans nets en nitrates (NNB) terrestres et le logarithme des NNB aquatiques ($\text{kgN.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$) pour (A) la fonction d'élimination des nitrates (NR avec $\text{NNB}<0$) et (B) la fonction de production des nitrates (NP avec $\text{NNB}>0$). Les carrés indiquent les sous-systèmes auxquels appartiennent les tronçons de Lézat et de Montégut mesurés dans le projet STREAMES (Chapitre 3B).	258
Figure 85: Corrélation entre le potentiel des NNB terrestres et le logarithme des NNB aquatiques ($\text{kgN.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$) de la fonction d'élimination en nitrates (NR où $\text{NNB}<0$) à l'échelle des sous-systèmes. Les carrés indiquent les sous-systèmes auxquels appartiennent les tronçons de Lézat et de Montégut mesurés dans le projet STREAMES (Chapitre 3B).	259
Figure 86 : Corrélation spatiale entre NNB aquatiques (in-stream) et terrestres (in-land) à l'échelle des masses d'eau de la Garonne. Les catégories des NNB terrestres et aquatiques sont définies dans la table 23. NR, fonction d'élimination en nitrates, correspond à des NNB négatifs, Neutral à des NNB égaux à 0 et NP, fonction de production en nitrates à des NNB positifs.	259
Figure 87: Comparaison entre les NNB terrestres et l'indice IBG-MPCE avec (A) le pourcentage de chaque catégorie IBG-MPCE pour chacune des classes de potentiels NNB et (B) le pourcentage de chaque catégorie IBG-MPCE pour chacune des classes de désaccord NEF entre les versions Natural et Actual. IBG-MPCE catégorie : Very Good : très bon ($\text{MCPE}>18$), Good : bon (16-18), Medium : moyen (14-16) ou Bad : mauvais (<14).	261
Figure 88: (A) Corrélation entre l'Indice d'Altération Hydrologique (IAH) et le potentiel NNB terrestre par sous-système et (B) Corrélation entre l'IAH et le potentiel NNB aquatique par sous-système. IAH est compris entre 0 et 100%, 100% indiquant un cours d'eau non altéré. Les carrés indiquent les sous-systèmes auxquels appartiennent les tronçons de Lézat et de Montégut mesurés dans le projet STREAMES (Chapitre 3B).	262
Figure 89: Localisation du domaine du Sud-Ouest européen étudié, des points de prélèvements effectués durant le projet STREAMES (monitoring point), des frontières (country), des zones géographiques (North part, West part, West part), des sous-systèmes étudiés (subsystems), des aires urbaines des grandes villes (urban area) et des zones Natura 2000 classées par l'EEA (Natura 2000 area).	269
Figure 90: (a) Élimination des nitrates (NR); (b) Production en nitrates (NP); (c) Bilan net en nitrates potentiel (NNB) à l'échelle du sud-ouest européen.	274
Figure 91: Proportion par sous-systèmes des potentiels de la production en nitrates (NP), de l'élimination des nitrates (NR) et de la balance neutre en nitrates (NB) déduites des potentiels de bilan net en nitrates (NNB) sur le territoire du Sud-Ouest européen.	275
Figure 92: Moyennes arithmétiques des critères de (A) la production en nitrates et (B) de l'élimination des nitrates déduites de la carte des potentiels du bilan net en nitrates (NNB) par sous-système (sans unité).	275
Figure 93: Moyennes des bilans nets en nitrates (NNB) potentiels par site Natura 2000 pour l'ensemble du Sud-Ouest européen. Le NNB peut présenter une élimination des nitrates (NR, vert avec $\text{NNB}<0$), une balance neutre (NB, bleu avec $\text{NNB}=0$) ou une production en nitrates (NP, rouge avec $\text{NNB}>0$). Les zones en blanc sont les zones non traitées hors Natura 2000.	276
Figure 94: Résultats de (A) l'analyse en composante principale normale, utilisant uniquement des variables numériques et (B) de l'analyse en composante mixte (variables quantitatives et qualitatives) (PCAmix1, Table 27).	277
Figure 95: Relation entre la moyenne NNB terrestre et le pourcentage de forêt pour l'ensemble des sous-systèmes du territoire SUDOE.	277

Figure 96: Pourcentage de présence de chaque catégorie de potentiel en Bilan Net de Nitrates (NNB) aux alentours de 2km des cinq points de prélèvement du projet STREAMES (localisation Figure 89) classé du plus faible NNB aquatique (Lézat, France) au plus fort NNB aquatique (Grândola, Portugal). High NR : NNB <-1, Low NR : NNB ∈ [-1,0[; NB: NNB=0, Low NP ∈]0,1], High NP: NNB>1 avec NR: élimination en nitrates, NP: production en nitrates et NB: balance neutre.....	278
Figure 97: Résultats de (A) l'analyse en composante principale normale, utilisant uniquement des variables numériques et (B) de l'analyse en composante mixte (variables quantitatives et qualitatives) entre les variables environnementales et les indicateurs NNB aquatiques et terrestres (PCAmix2, Table 27).	280
Figure 98: Répartition par pays de: (A) Indice d'Altération Hydrologique, (B) Débit en m ³ .s ⁻¹ , (C) Flux de nitrates (kg), (D) Potentiel du Bilan Net en Nitrates dans les versants, (E) Potentiel d'élimination en nitrates dans les versants, (F) Potentiel de production en nitrates dans les versants, (H) Potentiel d'élimination en nitrates dans les cours d'eau, (I) Potentiel de production en nitrates dans les cours d'eau. AN : Andorre, ES : Espagne, FR : France, PT : Portugal.	280
Figure 99: Répartition des moyennes par sous-système des bilans net en nitrates des cours d'eau (in-stream en kg.m ⁻² .an ⁻¹) et des versants (in-land) en considérant les cours d'eau altérés (IAH<0,9) et les cours d'eau non altérés (IAH>0,9) ainsi que les occupations du sol dominantes au sein du territoire du Sud-Ouest européen et les densités associées. Lorsque la surface d'occupation de sols est supérieure à 40%/40%/10%/4% de la surface totale du sous-système, le sous-système est considéré à dominante agricole/forestière/urbaine/zones humides respectivement. La classe « Urban+Wetland » indique des sous-systèmes présentant simultanément des zones urbaines et des zones humides supérieures à, respectivement, 10 % et 4% de la surface totale du sous-système.....	281
Figure 100: Résultats de (A) l'analyse en composante principale normale, utilisant uniquement des variables numériques et (B) de l'analyse en composante mixte (variables quantitatives et qualitatives) sur les deux premiers axes entre les indicateurs environnementaux, économiques et de gouvernances et les indicateurs NNB aquatiques et terrestres décrits dans la table 27 (PCAmix3).....	284
Figure 101: Synthèse schématisée des différents concepts (adapté de Max-Neef, 2005).	293
Figure 102: Cartographie du bassin versant Garonne jusqu'à Tonneins (polygone noir) et réseau hydrologique (ligne bleue, issue de la base de données IGN BD Carthage, disponible sur www.sandre.eaufrance.fr). Les lignes verticales et horizontales correspondent à une grille de degré 1x1 (utilisées pour les produits GRACE) et les lignes jaunes correspondent aux pixels correspondant au bassin Garonne. L'image en arrière-plan est l'image de "Blue Marble Next Generation" NASA MODIS (Stöckli et al., 2005).....	297
Figure 103: (a) Pourcentage de pixel de SIM pour chaque station de validation en fonction des performances de Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) et (b) le rapport de débit au 34 stations de contrôle entre 1958 et 2016 (issus de Biancamaria et al., 2019).	299
Figure 104: (a.) TWSA (en m ³) du bassin versant Garonne (b.) Cycle mensuel moyen des TWSA de 2003-2010 et (c.) les TWSA sans leur cycle mensuel moyen de 2003-2010 pour les sept solutions de GRACE (Tellus Land CSR, Tellus Land GFZ, Tellus Land JPL, CNES/GRGS, CSR mascon, GSFC mascon, JPL mascon) entre avril 2002 et août 2016 et pour les des deux modèles hydrologiques (SIM et SWAT) entre avril 2002 et août 2014 (issus de Biancamaria et al., 2019).....	301
Figure 105: Contribution de chaque compartiment au cycle moyen annuel des TWSA de 2003 à 2010 pour les modèles (a) SIM et (b) SWAT (issus de Biancamaria et al., 2019).....	302
Figure 106: Schéma de construction du projet Aguamod (adapté de Izydorczyk et al., 2019).....	305
Figure 107: Présentation de l'ensemble des échelles utilisées dans le projet Aguamod divisé en deux entités: les unités territoriales statistiques et les unités liées à la politique de l'eau.....	307
Figure 108: Relation entre VAB des différents secteurs d'activités et la variable la plus sensible (Superficie ou Population).	309
Figure 109: Cartographie des indicateurs économiques par démarcation (tirés de http://www.aguamod-sudoe.eu/handbook/).....	311
Figure 110: Méthodologie de l'évaluation des services écosystémiques dans le cadre du projet Aguamod et utilisation des travaux de cette thèse dans l'évaluation des services d'approvisionnement et de régulation. Les travaux de cette thèse ont permis de fournir les variables des différents secteurs d'activités, du niveau d'altération hydrologique et de la soutenabilité agricole.	313
Figure 111: Schéma de l'évaluation du service de régulation des nitrates et de son évaluation économique.....	315
Figure 112: Corrélations linéaires des variables liées à la production agricole entre les simulations SWAT et les statistiques nationales.....	318
Figure 113: Cartographie des services écosystémiques pour chacun des sous-systèmes du territoire SUDOE ainsi que leur évaluation économique. (A) Quantité d'eau potable utilisée annuellement en Hm ³ , (B) Coût annuel de l'utilisation de l'eau potable en millions d'euros, (C) Production agricole annuelle en millier de tonnes et (D) son gain économique en millions d'euros, ainsi que (E) la quantité de dépollution de nitrates en tonnes d'azote et (F) son coût évité en millions d'euros.....	319
Figure 114: Schéma des différents types de quantification des services écosystémiques (icônes de Freepik).....	322

Figure 115: Schéma de construction du modèle A à partir de 6 variables impliquées dans le processus de dénitrification.	324
Figure 116: Cartographie du potentiel de dénitrification du bassin versant de la Save en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ simulé en 2010,.....	324
Figure 117: Optimisation des fonctions écologiques de production et d'élimination des nitrates des sols et des pressions anthropiques (Pourcentage d'agriculture et Indice d'Altération hydrologique, IHA) au sein des différents paysages du bassin versant dans l'objectif de trouver un scénario de « juste milieu » conceptualisé à partir des résultats du chapitre 5C. Le bilan net en nitrates forme une ellipsoïde qui peut être divisé en deux ellipsoïdes : une pour la production en nitrates (rose) et une pour l'élimination en nitrates (bleu). Le « best case » représente le scénario le plus favorable à la fonction écologique et au développement des activités humaines tandis que « worst case » représente le scénario où la fonction écologique s'exprime le moins et où l'impact anthropique est le plus grand.....	340
Figure 118: Schéma théorique de l'évolution de la fonction d'élimination des nitrates (Nitrate removal) en fonction de la concentration en nitrates du milieu lorsque les nitrates sont le seul facteur limitant. Si la concentration en nitrates est trop faible, il n'y a pas de processus d'élimination, à une certaine concentration en nitrates, la fonction est optimale. Finalement, pour une concentration trop élevée, il y a dégradation des fonctions de régulation.	342
Figure 119: Le service de régulation de la qualité de l'eau et des fonctions associées et des différentes interactions issues de la littérature. La régulation des nitrates est possible grâce aux fonctions écologiques (NEF) qui peuvent avoir lieu dans les sols et dans les cours d'eau. Les NEF peuvent être caractérisées par une élimination de nitrates (indicateur de délivrance) et par une production de nitrates (indicateur de délivrance et de demande). La production de nitrates est majoritairement un indicateur de demande. ⁽¹⁾ IBG-MPCE : indicateur macroinvertébrée de la qualité de l'eau ; ⁽²⁾ IAH : indicateur d'altération hydrologique	347
Figure 120: Tendances des lois de prédiction de la concentration en nitrates à partir des valeurs du débit pour chacune des stations d'observation sélectionnées au sein du bassin versant Garonne.....	353
Figure 121: A- Schéma conceptuel de la loi commune. B – Variations des concentrations en nitrates en fonction du débit journalier à la station de Larra.	353

Listes des tables

Table 1: Typologies de classification d'un modèle	44
Table 2: Utilisation de l'eau (AQUASTAT, 2007)	60
Table 3: Culture et applications de fertilisants intégrés aux modèles SWAT selon les recommandations fournis par les industriels (issus de Cakir et al., 2020).....	88
Table 4: Data sources.	106
Table 5: Comparison between national yield (SAA, 2017) and simulated yield and PBIAS performance during the calibration period (from 2000 to 2010).	109
Table 6: SWAT model performance evaluation statistics for the daily streamflow at twenty gauging stations (Figure 30 for station localization) during calibration (2000 - 2010) and validation period (1990 - 1999). Bold values indicate the best performances.	109
Table 7: SWAT model performance evaluation statistics of NSE, R^2 , and PBIAS (%) for the daily nitrate load at nitrate gauging stations (see Figure 30 for station localization) during calibration (2000 - 2010) and validation periods (1990 - 1999). Bold values indicate the best performances.	110
Table 8: Nitrate Net Balance summary ($\text{gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) of the upper part and floodplain area of Garonne watershed according to in-situ measurements (coming from Martí et al., (2004) and Tessier et al. (2008) databases) and SWAT simulations. (SD: standard deviation).	120
Table 9: Liste des caractéristiques mesurées durant les campagnes du projet STREAMES et sélectionnées dans cette étude, leurs définitions et leurs unités avec AR, l'élimination d'ammonium, NR, l'élimination des nitrates et PR l'élimination des phosphates	130
Table 10: Expressions et performances des modèles exprimant les fonctions écologiques d'élimination d'ammonium (AR), de phosphate (PR), et de nitrates (NR). Ammonium (NH_4), phosphate (PO_4) et Nitrates (NO_3).	135
Table 11: Récapitulatif des sorties des équations paramétriques (Table 10) obtenues aux stations de Lézat et Montégut à partir de la base de données de STREAMES (NRE_{Eq_1}), de l'Agence de l'eau (NRE_{Eq_2}) et des sorties du modèle SWAT (NRE_{Eq_3}).et les coefficients linéaires (R^2) calculés entre ces différentes bases de données. Min : minimum, max : maximum, median : médiane, SD : écart-type, mean : moyenne.	137
Table 12: Résultat des régressions multiples par stepwise et pourcentage de variance expliquée par chaque variable pour chacun des groupes discriminés par l'indicateur IBG-MPCE.	143
Table 13: Data sources.	162
Table 14: NSE, R^2 , PBIAS and KGE performance of SWAT models at watersheds' outlets (Figure 51 for station localization) for calibration (2000-2005) and validation period (2006-2010) on a monthly scale. Bold values indicate the best performances (CC: Conventional Calibration; AC: Additional Calibration).	170
Table 15: Percentage of variable differences for Conventional Calibration (CC) and Additional Calibration (AC) between the regular precipitation and a decrease of 20% of rainfall from 2000 to 2010. A positive percentage represents an increase of the variable whereas a negative value means a decrease.	180
Table 16: List of variables used in the PCAMix analysis.	196
Table 17: The monthly mean Nitrate Net Balance (NNB), the maximum Nitrate Production (NP) and the maximum Nitrate Removal (NR) through seasons according to different processes simulated between 2000 and 2010 over SUDOE territory (unit: $\text{gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$).	199
Table 18: Datasets used in this study to determined potential maps of both Actual and Natural landscapes.	228
Table 19: Scoring rules designed by scientific experts in biogeochemistry for each predictive variable regarding to nitrate production (NP) and nitrate removal (NR) potential for both Actual and Natural landscapes. The score is ranging from 0 to 9, 0 meaning "no process occurs" and 9 "the maximal process occurs".	231
Table 20: Zonal repartition considering land covers maps of Actual and Natural landscapes used in results analysis.	233
Table 21: Results of input data weighting by the analytic hierarchy process (Saaty, 1990) for five scenarios of input data for the Actual landscape.	235
Table 22: Percentage occupied by each zones (Table 20) and percentage of ecological function (NR, NB and NP) for Actual and Natural landscapes with NR: Nitrate Removal, NB: Neutral Balance and NP: Nitrate Production. The zonal repartition had been determined by overlay Actual and Natural land covers (Table 20). The dominant land covers of Actual landscape for each zone are Agricultural areas for ZA, Artificial areas for ZU, Forests and semi-natural areas for ZF, Water Bodies for ZWa and Wetlands for ZWe.	240
Table 23: Intervalle des potentiels NNB (Nitrate Net Balance) terrestres (in-land) et aquatiques (in-stream) exprimant, soit une élimination et une rétention en nitrates forte (High NR) ou faible (Low NR), soit une production en nitrates forte (High NP) ou faible (Low NR), soit une production en nitrates forte (High NP) ou faible (Low NP), soit une balance neutre en nitrates (Neutral). Les NNB terrestres correspondent à la	

somme pondérée des potentiels de la masse d'eau tandis que les NNB aquatiques correspondent au Nitrate Net Balance s'exprimant en $\text{gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$.	253
Table 24 : Résumé des résultats obtenus à la figure 83. Beaucoup de cours d'eau non altérés ont un NP faible et un NR fort tandis que beaucoup de cours d'eau altérés ont un NP fort et un NR faible. NP : Nitrate Production et NR : Nitrate Removal.	257
Table 25: Description des bases de données utilisées dans cette étude pour déterminer les potentiels de production et d'élimination en nitrates.	266
Table 26: Règles de notation élaborées « à dire d'expert » par les experts scientifiques en biogéochimie pour prédire les potentiels de production (NP) et d'élimination en nitrates (NR) en fonction des 6 variables d'entrée utilisées. La notation varie entre 0 et 9, 0 indiquant « pas de processus » et 9 un « processus maximal ».	267
Table 27: Description des variables utilisées dans les différentes Analyses en Composantes Principales Mixtes (PCAmix).	272
Table 28: Moyennes du bilan net des nitrates (NNB_wgh), de l'élimination des nitrates (NR_wgh) et de la production de nitrates (NP_wgh) et proportion des fonctions NR, NP et balance neutre (NB) moyenne par région géographique : la partie nord, la partie est, la partie ouest (Figure 89).	273
Table 29: Paramètres d'entrée des modèles SWAT et SIM et données de validation (issus de Biancamaria et al., 2019).	298
Table 30 : Coefficient de Corrélation (Corr.) et Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) entre les TWSA des solutions de GRACE et de ceux des modèles hydrologiques GRACE solutions and hydrological models sur le bassin Garonne. Les valeurs en gras indiquent les meilleures performances de Corr entre les solutions de GRACE et les modèles SIM et SWAT (issus de Biancamaria et al., 2019).	301
Table 31: Données du coût de rendement par type de culture et par pays (valeurs disponibles sur Eurostats, ec.europa.eu/eurostat/fr).	314
Table 32: Coût de traitement en fonction de la taille de la station	317
Table 33: Exemple de "brainstorming" sur les outils pour quantifier la fonction écologique de dénitrification (liste non exhaustive).	323
Table 34: Tableau récapitulatif des variables et indicateurs environnementaux, économiques et de gouvernances influençant les fonctions de production (NP) et d'élimination en nitrates (NR) dans les sols et dans les cours d'eau.	360

Listes des abréviations

AC: Additional Calibration
AE : Agences de l'eau,
ANR : Agence Nationale de la Recherche
CACG : Compagnie d'Aménagement des Côteaux de Gascogne
CC: Conventional Calibration
CLE : commission locale de l'Eau
CNRM: Le Centre National de Recherches Météorologiques
COP21 : 21ème Conférences des Parties
DCE : Directive Cadre sur l'Eau
DREAL : Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement
EEA : European Environment Agency
ESA : European Spatial Agency
ESDAC : The European Soil Data Centre
FRB : La Fondation pour la recherche sur la biodiversité
IA2: Instituto AgroAlimentario
INP: Institut National Polytechnique
IPBES : Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
G8 : Groupe des huit (Allemagne, Canada, États-Unis, France, Italie, Japon, Royaume-Uni et Russie).
LEGOS : Laboratoire d'Etudes en Géophysique et Océanographie Spatiales
LEMA: Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques
NEF: Fonctions écologiques liées à la régulation des nitrates dans l'eau
NNB: Nitrate Net Balance
NNBR: Nitrate Net Balance Rate
NP: Fonctions écologiques de production en nitrates
NR: Fonctions écologiques d'élimination des nitrates
OFB : Office Français pour la Biodiversité
ONU : Organisation des Nations Unies
SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SDAGE: Schéma Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SUDOE: Sud-Ouest européen
SWAT: Soil & Water Assessment Tool
UCLM: *Universidad de Castilla-La Mancha*
UPS: Université Toulouse III Paul Sabatier

Remerciements

À celles et ceux qui m'ont toujours poussée à m'améliorer et qui m'ont appris tant de choses sur le plan professionnel, scientifique et humain,

À celles et ceux qui m'ont donné l'opportunité de faire cette thèse et qui m'ont encadrée de façon officielle et officieuse,

À celles et ceux qui ont évalué cette thèse et ont fait partie du jury de cette thèse,

À celles et ceux avec qui j'ai rédigé des articles scientifiques,

À celles et ceux avec qui j'ai pu faire de sublimes collaborations locales et internationales, collaborations qui ont motivé mon travail de recherche pendant ces trois années et particulièrement à celles et ceux avec qui j'ai eu de beaux fous rires,

À celles et ceux qui m'ont relue et m'ont conseillée de façon assidue sur le fond et sur la forme de mes articles scientifiques et de la présente thèse,

À celles et ceux qui ne comprennent toujours pas mon amour inconditionnel pour les participes présents,

À celles et ceux qui m'ont initiée à la recherche depuis le lycée,

À celles et ceux qui m'ont appris et m'apprennent encore le métier de chercheur,

À celles et ceux qui m'ont fait aimer et m'ont appris le métier d'enseignant,

À celles et ceux qui m'ont donné des coups de pied aux fesses quand j'en avais besoin,

À celles et ceux avec qui j'ai pu découvrir le monde passionnant de la recherche collaborative et internationale tant aux niveaux scientifiques qu'administratifs,

À celles et ceux avec qui j'ai pris tant de plaisir à travailler au sein du laboratoire, à les accompagner sur le terrain et à prendre des pauses café, thés et/ou chocolats,

À celles et ceux que j'ai eu grand plaisir à rencontrer au sein du laboratoire et qui m'ont toujours envoyée un sourire depuis le fond du couloir,

À celles et ceux qui m'ont toujours épaulée sur le plan technique et administratif au sein du laboratoire, de l'université et de l'école doctorale,

À celles et ceux avec qui j'ai passé des années formidables dans ce laboratoire et en dehors,

À celles et ceux avec qui j'ai eu des débats qui m'ont fait grandir et ont permis d'améliorer ma thèse,

À celles et ceux qui m'ont permis de m'échapper et de relâcher la pression notamment autour d'un petit plat, d'un apéro-skype ou autour d'un verre à l'Évasion, au Biergarten, au Delicatessen, à l'Atelier et dans pleins d'autres endroits,

À celles et ceux qui ont pris le temps de m'écouter et qui m'ont relevée lorsque j'étais découragée,

À celles et ceux qui m'ont permis de prendre le grand air, de m'initier au zéro-déchet, de booster ma créativité en apprenant la vannerie et la couture, et de jouer à des jeux de société,

À celles et ceux avec qui j'ai pratiqué du sport tel que le yoga et la gym suédoise,

À celles et ceux qui ont débarqué à l'improviste chez moi pour passer des moments mémorables,

À celles et ceux qui m'ont permis de me détendre et notamment de développer mon côté « pépère canapé » en me conseillant films, séries, livres, mangas, podcasts et émissions,

À celles et ceux avec qui j'ai vécu des moments inoubliables comme anniversaires, pacs, mariages et coupe du monde,

À celles et ceux avec qui j'ai partagé des spécialités de leurs régions, des repas malgaches, turcs, indiens, chinois, nigériens, espagnols, et algériens et mention spéciale à toutes celles et ceux avec qui j'ai pu partager un ravitoto.

À celles et ceux qui m'ont toujours soutenue et ont toujours cru en moi que ce soit du bureau d'à côté ou à des milliers de kilomètres,

À celles et ceux qui m'ont permis d'avoir confiance en moi sans quoi je ne garderais pas des souvenirs aussi positifs de ces trois années,

À celles et ceux avec qui j'ai pu échapper à ma thèse le temps d'un week-end ou de vacances,

À celles et ceux avec qui j'ai partagé disputes, réconciliations, fous rires et larmes, bref, avec qui j'ai toujours pu être moi-même,

À celles et ceux qui m'ont encouragée et soutenue dans la dernière ligne droite en m'appelant, en m'envoyant des petits messages ou en s'occupant de ma voiture,

À celles et ceux qui m'ont donné leur amour dont je dépends tellement,

À celles et ceux qui m'ont fait rêver,

À celles et ceux qui m'ont fait comprendre la signification de famille,

À celles et ceux qui nous ont quittés, excepté dans nos cœurs,

À celles et ceux qui sont arrivés dans ma vie au cours de ces trois dernières années,

À celles et ceux qui me supportent depuis 27 ans et qui ont fait en sorte que je sois la personne que je suis aujourd'hui,

À celles et ceux qui me supportent depuis moins longtemps et particulièrement à celui qui, en partageant ma vie, a appris à m'aimer tout entière sans jamais me demander de changer.

Merci, Teşekkür ederim, Misoatra betsaka, Thank you, Gracias. Merci à vous. Vous avez fait en sorte que cette thèse puisse voir le jour et aujourd'hui je vous la dédie.

Avant-propos

Le monde de la recherche est un monde fascinant. Je me rappelle que ce sont mes voisins qui m'ont initiée à la recherche, mais ce sont deux enseignants de SVT (Science de la Vie et de la Terre) au cours de mon lycée qui m'ont donné l'envie et le courage d'être chercheuse. Arrivée en école d'ingénieur, j'ai redécouvert la recherche en faisant des stages au sein des systèmes forestiers des palétuviers où, déjà, je me questionnais sur l'impact de l'homme sur les écosystèmes naturels. J'ai été conquise et j'ai alors voulu faire de la recherche. C'est ainsi que j'ai rencontré Sabine Sauvage. Le courant est rapidement passé, nous avons pu nous fixer des intérêts communs et j'ai ainsi pu construire mon projet de thèse grâce à elle et à son binôme de feu José Miguel Sánchez-Pérez. Ils m'ont présentée à Romain Walcker qui est devenu mon second directeur de thèse. Sabine et José m'ont fait confiance et m'ont complètement intégrée dans le projet Interreg SUDOE qu'ils ont porté de 2016 à 2019. J'ai notamment pu collaborer avec Magali Gerino au sein de ce projet qui est également devenue une des mentors en recherche. Je ne pense pas que j'aurais été autant impliquée dans mon sujet de thèse s'ils ne m'avaient pas offert cette chance unique de participer à ce projet européen. L'objectif de ce projet est de mettre en place une plateforme d'aide à la gestion de la ressource en eau durant la période d'étiage. C'est grâce à l'existence de ce projet que nous est venue l'idée d'étudier la faisabilité de quantifier des fonctions écologiques à l'échelle du territoire SUDOE en intégrant l'influence anthropique et climatique ainsi que les modes de gestion de l'eau dans des zones du territoire contrastées. Les réunions, brainstormings, sessions de travaux ont enrichi ma thèse de manière considérable et m'ont permis de mettre du sens dans les recherches fondamentales que j'ai effectuées. La collaboration avec mes collègues a enrichi mon travail de thèse et mes connaissances dans la maîtrise d'outils qui a été primordiale pendant mes travaux.

Cette thèse s'est donc construite autour d'une idée : celle de comprendre l'évolution spatiale et temporelle des fonctions écologiques permettant une régulation des nitrates dans l'eau. L'opportunité offerte par le projet SUDOE a donné une seconde dimension à cette thèse : la faisabilité d'évaluer les fonctions à l'échelle du Sud-Ouest européen dans l'objectif d'harmoniser les données entre pays. Cet argument pratique a donné un côté appliqué dont mon esprit d'ingénieur agronome avait besoin pour m'accrocher et m'investir à fond dans ce doctorat. Je suis reconnaissante envers Sabine, José, Romain et Magali pour la confiance qu'ils m'ont accordée tout au long de mes travaux et des connaissances qu'ils m'ont apportées. Les fruits de ce labeur ont été valorisés sous différents formats (articles publiés ou en cours de publication, présentation à des congrès scientifiques...) et seront présentés tout au long de cette thèse.

Bonne lecture.

Chapitre 1 : Introduction générale

« La montagne est sacrée dans la mesure où elle n'est pas habitée, c'est le territoire des dieux ; le fleuve est le territoire des hommes, c'est lui qui rend la vie possible. » Alain Rey 2010

Ce premier chapitre introduit la thèse en établissant les concepts utilisés tout au long du manuscrit. Tout d'abord, un état de l'art des hydrosystèmes est présenté, puis les nitrates et leurs fonctionnements sont expliqués. Enfin, un état de l'art des outils utilisés pour estimer les flux et les stocks de nitrates est détaillé. L'introduction générale se conclue sur la présentation des problématiques, des objectifs et du cheminement de ce manuscrit.

A. Importance des cours d'eau et de leur qualité pour la société et les écosystèmes

1. La zone critique

La couche terrestre sur laquelle l'Homme agit le plus, celle sur laquelle il a le plus d'impact, est appelée « zone critique ». D'après le National Research Council aux États-Unis (2001), la zone critique désigne la zone imparfaitement délimitée « entre le ciel et les roches », située entre la canopée et la zone de circulation des eaux souterraines. La zone critique est l'épaisseur terrestre dans laquelle apparaît le plus de réactions chimiques à l'interface terre/air/eau. Elle est également le lieu de vie et d'habitat privilégié pour la plupart des espèces vivantes. L'Homme y exerce une influence directe de par l'exploitation du sol, de l'eau et les déchets qu'il produit.

La zone critique est donc une interface dynamique, lieu de nombreux processus physiques, chimiques et biologiques plus ou moins rapides pouvant aller de la seconde à des milliers d'années (Figure 1). Cette zone critique fait l'objet de nombreuses recherches scientifiques souvent pluridisciplinaires étant donné que cette interface ne s'arrête pas à une seule spécialité ou une seule discipline. Les processus complexes s'emmêlent, se mélangent et interagissent de manière plus ou moins connue. D'après le National Research Council (2001), les processus peuvent être divisés en 4 catégories :

- Les processus tectoniques alimentés par l'énergie du manteau et produisant des failles, des soulèvements ou encore des affaissements,
- Les processus d'altération ayant un impact sur le développement du sol et de son érosion
- Les processus de transport permettant une redistribution des matériaux et la formation des paysages
- Les processus liés aux activités biologiques au niveau des sols, des roches, de l'air et de l'eau.

La zone critique désigne la pellicule la plus externe de la planète Terre qui s'étend de la surface à la roche mère non altérée (Gaillardet et al., 2018). La diversité de structure et de composition des sols induit une grande variabilité et diversité dans les processus biogéochimiques. Comme l'indique la Figure 1, l'eau a un rôle primordial dans le transport et la réaction des processus des grands cycles biogéochimiques. L'Homme peut avoir une plus ou moins grande influence sur ces processus. Certains scientifiques commencent même à évoquer l'influence de l'Homme sur les processus géologiques en utilisant le terme d'anthropocène (Crutzen, 2006; Steffen et al., 2007).

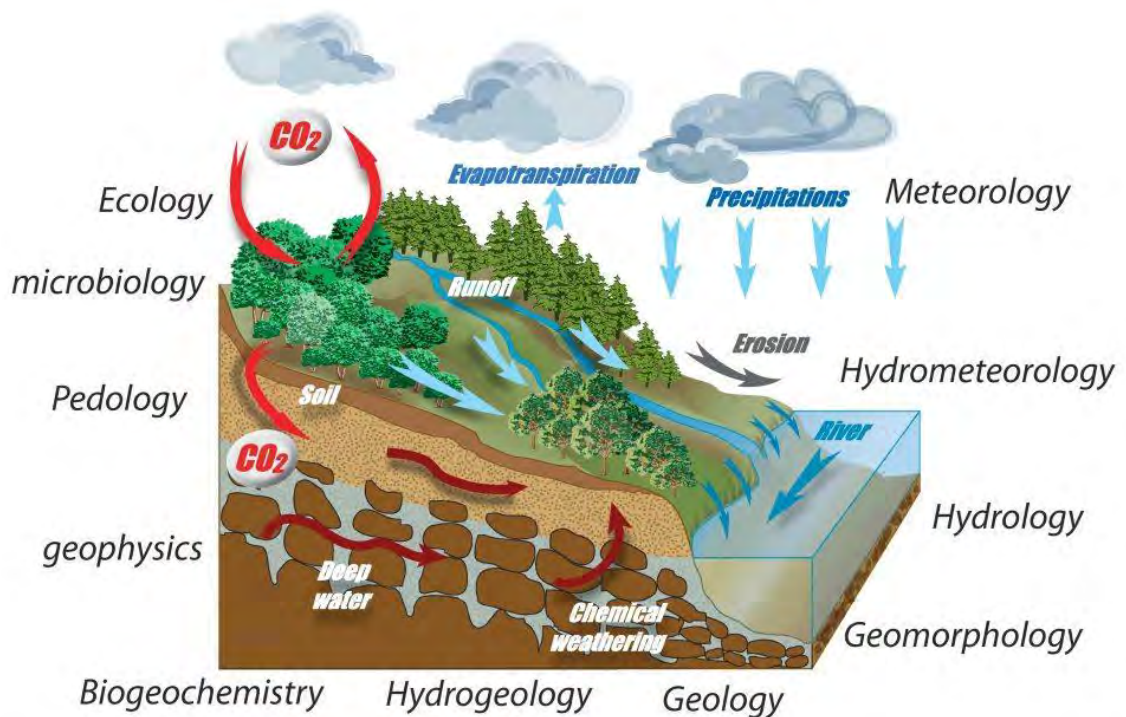


Figure 1: Fonctionnement de la zone critique à l'échelle du bassin versant et principales disciplines scientifiques qui l'étudient. La zone critique est la fine couche poreuse à la surface de la terre. Elle est située entre l'atmosphère et la roche mère non altérée. (Tirée de Gaillardet et al., 2018).

2. Qu'est-ce qu'un cours d'eau ?

Tout le monde sait, a priori, ce qu'est un cours d'eau, un ruisseau, une rivière ou encore un fleuve. Cependant, ces définitions ne sont ni explicites ni communes en particulier dans le milieu juridique. Au fil des siècles, les géologues et les géographes ont peu à peu réussi à ancrer le terme « cours d'eau » désignant des « eaux courantes ou courants d'eau » (Lévêque, 2016). La loi sur la biodiversité (*Loi n° 2016-1087*, 2016) donne une des définitions les plus récentes en caractérisant un cours d'eau comme étant l'« écoulement d'eaux courantes dans un lit naturel à l'origine, alimenté par une source et présentant un débit suffisant la majeure partie de l'année » (L. 215-7-1). Une rivière se différencie par rapport au cours d'eau dans sa relation à l'Homme comme le démontre Julian Rzóska dans « On the Nature of Rivers » (Rzóska, 1978). Par ailleurs, l'*Encyclopédie* de Diderot différencie les termes ruisseau, rivière et fleuve par rapport à leur taille (Diderot, 1780). Un ruisseau y est défini comme une eau courante trop faible pour porter des petits bateaux, une rivière comme ayant un courant assez fort pour le transport de petits bateaux tandis qu'un fleuve va pouvoir transporter d'importants bateaux. Ces définitions ont évolué, mais le principe reste le même. Les géographes français définissent un fleuve comme un cours d'eau se jetant dans un océan ou une mer (incluant les mers intérieures comme la mer morte ou le lac Tchad) (Lévêque, 2016) alors qu'une rivière est définie comme se jetant dans une autre rivière ou dans un fleuve. Si autant de termes sont employés pour désigner un cours d'eau, c'est parce que les cours d'eau prennent une place importante, encore aujourd'hui dans notre société. En effet, un cours d'eau est exploité et étudié du ruisseau à l'embouchure.

3. Le statut des rivières et fleuves en France et en Europe

En France, depuis la loi sur l'eau (*Loi n° 92-3*, 1992), l'eau fait partie du patrimoine commun de la nation. Sa protection, son utilisation, sa mise en valeur et son développement sont d'intérêt général. Ce principe remonte déjà à l'époque carolingienne avec les voies navigables qui appartiennent au pouvoir royal. Les lois de la révolution actent que l'eau n'appartient à personne. Cependant, les lois pour la protection de l'eau et pour la régulation de l'exploitation des ressources sont créées au lendemain de la Seconde Guerre mondiale à la suite d'épisodes de pollutions qui deviennent une préoccupation majeure. La gestion de l'eau est décentralisée par bassin hydrographique depuis la loi de 1964 (*Code de l'environnement - Article L213-2*, 2007 ; *Loi n° 64-1245 - Article 13*, 1964) qui met en avant le principe pollueur-payeur. Ce n'est qu'à partir de 1980 que la sensibilité écologique se développe dépassant le simple fait de la pollution. Des termes comme « milieu aquatique », « écosystème », « gestion globale » et une décennie plus tard « services écosystémiques » et « fonctions écologiques » sont apparus. Ces termes sont issus de travaux scientifiques qui démontrent la résilience d'un système aquatique face à la pollution et son rôle dans la dépollution. Encore aujourd'hui, même si les lois environnementales sont floues et tendent à être précisées, la gestion de l'eau est, malgré tout, contrôlée et préservée par les institutions. Le statut des cours d'eau français est, depuis les années 2000, soumis à la législation européenne : la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, *Directive 2000/60/CE*, 2000) et la Directive Nitrates (*Directive 91/676/CEE*, 1991).

En Europe, il existe 150 rivières transfrontalières ne prenant pas en compte les politiques frontalières (Whitton, 1984). C'est le cas du Tage en Espagne et au Portugal qui alimente deux capitales européennes : Lisbonne et Madrid. L'Europe, depuis 1975, a mis en place une politique de lutte contre la pollution des eaux et la dégradation des milieux aquatiques (*Directive 76/160/CEE*, 1976). La création de la DCE, dans un souci d'harmonisation et de simplification des politiques de l'eau, oblige les Etats membres à atteindre, avant 2015 (maintenant 2020), un bon état écologique de leurs cours d'eau (*Décision (UE) 2017/848*, 2017). En effet, la majorité du réseau hydrique européen est fragmentée, canalisée et polluée par l'activité anthropique (EEA Report, 2018a; Nilsson et al., 2005; Petts et al., 1989; Tockner and Stanford, 2002). Depuis 2000, l'ensemble des lois françaises sur l'eau mis en place intègre les recommandations de la Directive Cadre Européenne (*Loi n° 2006-1772*, 2006). Toujours dans un souci d'harmonisation, l'Union Européenne a financé des études et des recherches sur l'environnement, le climat et les habitats naturels.

En Europe, la région la plus vulnérable en termes de ressource en eau et au maintien de sa qualité est la région du Sud-Ouest européen englobant l'Espagne, le Portugal et le sud de la France. Cette région possède un climat plus aride et est soumise à davantage d'épisodes de sécheresse face au changement climatique (EEA Report, 2018a; Smakhtin et al., 2004). La gestion de la qualité et de la quantité est une problématique actuelle et récurrente des gestionnaires de cette région qui doivent gérer de façon optimale l'approvisionnement en eau de la population, mais également des secteurs primaires (agriculture), secondaires (industries) et tertiaires (tourisme) (Romero et al., 2013a). Dans les régions

semi-arides, la gestion de la ressource en eau est sujet à controverse (Aldaya et al., 2010). En effet, une mauvaise gestion de la ressource amplifie les problèmes de rareté de la ressource (Aldaya et al., 2010). D'autant plus que la région du Sud-Ouest de l'Europe est une région touristique, en particulier l'été, quand le manque d'eau se fait le plus ressentir (Cazcarro et al., 2014). Depuis de nombreuses recherches tentent de résoudre et d'apporter des solutions de la gestion de la ressource en eau dans cette région (Lecina et al., 2010; Paredes et al., 2010). D'autant plus que le changement climatique, l'augmentation de la population et les activités anthropiques associées augmente le risque de détérioration de la quantité et de la qualité de l'eau (Raimonet et al., 2018a; Roudier et al., 2016). Ces détériorations sont associées à la disparition des écosystèmes, des services écosystémiques associés (Smakhtin et al., 2004), voire à une modification des régions biogéographiques. Le Sud-Ouest européen est divisé en quatre régions biogéographiques, décrivant les habitats types et les espèces vivantes sous les mêmes conditions, et en onze écorégions caractérisées par le climat, la topographie et la botanique selon l'Agence Européenne pour l'Environnement (EEA) (Figure 2). Pour toutes ces raisons, le Sud-Ouest européen est la zone d'étude sur laquelle se focalisera cette thèse.

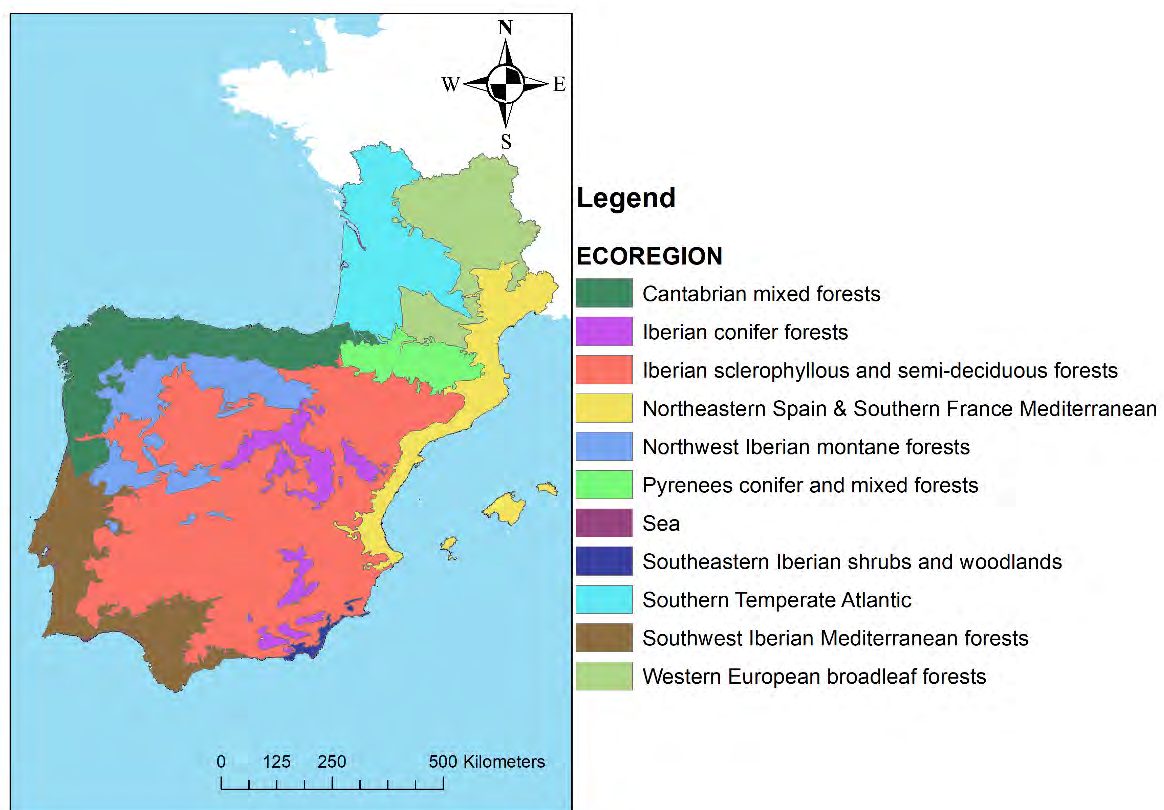


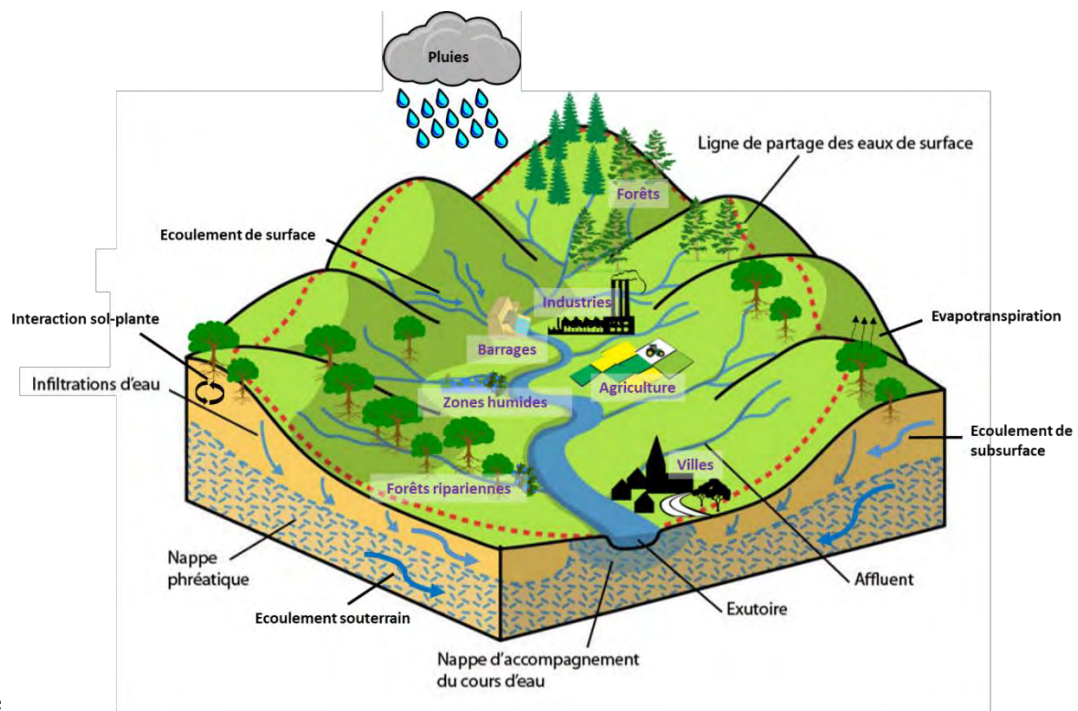
Figure 2: Répartition des écorégions dans le Sud-Ouest européen (adapté de la base de données de l'Agence Européenne pour l'Environnement (EEA, 2016)). Une écorégion correspond à une zone géographique large caractérisée par un climat, une topographie, une faune et une flore propre à la zone selon l'EEA.

4. Un bassin versant : de l'écosystème au paysage

1. L'hydrosystème et l'anthroposystème

Le cours d'eau ne peut être décrit uniquement comme un tuyau d'évacuation, il s'inscrit dans un ensemble plus large et intégré à son contexte pédoclimatique, mais aussi à son contexte géomorphologique, naturel et anthropique. On parlera d'environnement au sens large qu'il soit terrestre, aquatique ou aérien. Le bassin versant est délimité par la ligne de partage des eaux, qui détermine l'écoulement des eaux de surface dans des directions différentes (Figure 3). Le bassin versant peut-être comparé à une cuvette qui collecte l'eau de pluie pour l'entraîner vers le cours d'eau ou la nappe souterraine. En terme écologique, le bassin versant est une véritable frontière physique entre les cours d'eau et est à l'origine de la richesse des espèces aquatiques (Balian et al., 2008). Le bassin versant est composé de diverses unités du paysage qui sont connectées verticalement, horizontalement et latéralement en partie grâce au système aquatique (Figure 4). Un bassin versant comprend différents hydrosystèmes. L'hydrosystème est défini comme un système composé d'eau et de tous milieux aquatiques associés (Chorley, 1962). Cette définition large permet de prendre en compte l'ensemble des eaux : courantes, stagnantes, semi-aquatiques ou terrestres qu'elles soient superficielles ou souterraines ainsi que leurs interactions. Sont donc considérés comme hydrosystèmes : les cours d'eau et ses annexes, les nappes phréatiques, les zones alluviales, les mares, les lacs, les tourbières et les barrages. Dans les faits, en dehors des cours d'eau, le terme hydrosystème est très peu employé. Les systèmes comprenant des lacs et des étangs sont désignés par le terme, encore sous-utilisé, de « limnosystème » (Bartout and Touchart, 2018). En grande majorité, les études portent sur « les hydrosystèmes fluviaux », désignant le chenal et ses annexes (terrestres, aquatiques et interstitielles) (Amoros and Petts, 1993). Un hydrosystème fluvial comporte 4 dimensions et est donc caractérisé par différents échanges pouvant être (1) longitudinaux, entre l'amont et l'aval, où l'amont aura un impact sur l'aval, (2) verticaux avec les échanges entre le cours d'eau et les nappes et/ou l'atmosphère, (3) transversaux (lit majeur) et (4) enfin la dimension temporelle avec des basses et hautes eaux et des échanges temporels allant dans les trois dimensions présentées précédemment.

L'eau d'un bassin versant est gérée en prenant compte les enjeux politiques, économiques et sociaux. Depuis 1996, les chercheurs canadiens travaillent sur la gestion durable de l'eau en intégrant l'approche écosystémique (Canada, 1996). L'approche écosystémique considère tous les éléments d'un écosystème (physiques, chimiques et biologiques) comme étant liés et dont il en faut tenir compte de façon individuelle et globale. L'approche écosystémique permet une méthode de gestion durable à long terme et/ou à grande échelle pour favoriser la conservation plutôt que la restauration. Cette approche s'appuie obligatoirement sur des approches interdisciplinaires.



Fore

Figure 3: Représentation d'un bassin versant, des écoulements d'eau prenant place au sein du bassin versant et des éléments influençant ces écoulements (barrages, zones humides, villes..) (Adaptée du Syndicat de Rivières Brèvenne Turdine).

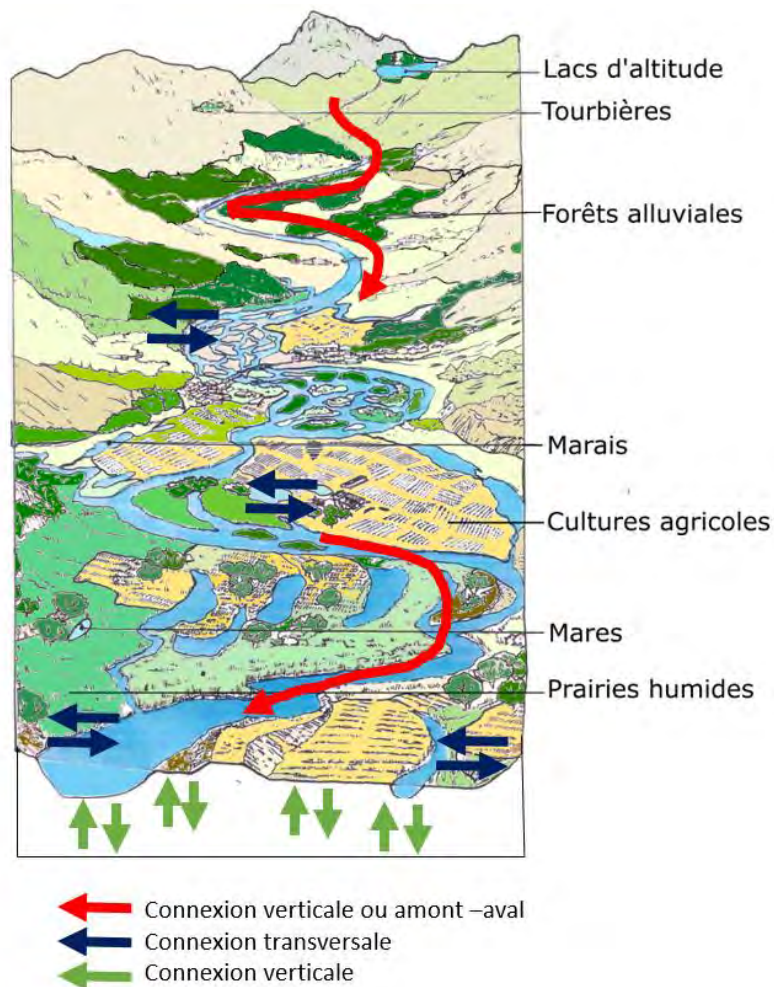


Figure 4: Représentation d'un bassin versant, de ses hydrosystèmes fluviaux et de la dynamique fluviale (adapté de FAO and European Inland Fisheries Advisory Commission (1998) et de Amoros et Petts (1993)).

Un concept hybride a vu le jour lors du programme *Environnement Vie et Sociétés* du CNRS (Lévêque et al., 2003). C'est celui de l'anthroposystème défini comme « un système interactif entre deux ensembles constitués par un (ou des) sociosystème(s) et un (ou des) écosystème(s) naturel(s) et/ou artificialisé(s) s'inscrivant dans un espace géographique donné et évoluant dans le temps. [...] En définitive, un cours d'eau, en Europe, est un système doublement construit : par les dynamiques à long terme de l'environnement biophysique (le climat par exemple) et par les dynamiques de sociétés» (Lévêque, 2016). En Europe, l'Homme exploite l'eau grâce aux moulins à eau depuis le néolithique (IV^e siècle av. J-C). Depuis lors, les êtres humains ont toujours exploité cette ressource sous différentes formes (Lévêque, 2019) et ont eu un impact sur l'évolution de l'environnement à toutes les échelles. L'environnement ne peut être protégé et aménagé sans considérer l'Homme, mais la société humaine ne peut pas non plus évoluer sans ignorer la nature et ses contributions. En effet, la nature est complexe et diversifiée. Elle fournit des services différents en fonction de son environnement tels que l'approvisionnement en eau, la pollinisation, la fourniture en matières premières dont la nourriture et le bois. Ces services sont divers et permettent l'approvisionnement et la régulation de l'environnement, mais également des services culturels améliorant le bien-être de la population. Ces services dépendent à la fois du contexte environnemental défini précédemment, mais également de l'intervention de l'Homme qui définissent différents écosystèmes au sein d'un même environnement. On peut alors parler de l'existence de différents paysages (Garguet-Duport and Girel, 1995; Tockner et al., 2002) et plus particulièrement des paysages fluviaux sur lesquels je me suis focalisée dans cette thèse.

2. Paysages fluviaux et écologie des paysages

L'écologie des paysages s'attache à comprendre les relations existantes entre la structure spatiale d'un paysage et son fonctionnement écologique. Pour les écologues et les géographes, un paysage est un espace physique qui comprend un relief, une pédologie et des communautés animales et végétales. La définition d'un paysage intègre également pour les géographes une notion d'histoire et de société. Céline Le Pichon développe le concept de paysage fluvial qui est un complexe d'écosystèmes, d'habitats aquatiques et terrestres en interaction (Le Pichon et al., 2007). La compréhension profonde des hydrosystèmes, des paysages fluviaux et des connectivités entre ces entités est une étape importante pour évaluer l'intégrité d'un cours d'eau et comprendre l'impact des mesures de restauration et/ou d'adaptation voire d'anticipation aux changements globaux sur ces mêmes cours d'eau. Les paysages fluviaux comprennent des zones de transition (écotones) entre les milieux aquatiques et terrestres comme les ripisylves, les mangroves... Mais le terme de paysage possède également une notion anthropique suggérant un espace occupé par les hommes. En effet, les ouvrages hydrauliques historiques démontrent que les êtres humains considèrent les cours d'eau comme leur patrimoine étant donné que la majorité des sociétés se sont installées aux abords d'un point d'eau et plus particulièrement proche d'un cours d'eau. Le cours d'eau est un espace productif fournissant de l'eau, une source d'énergie (moulin à eau, centrale hydroélectrique) et un axe fluvial (transport de marchandises, tourisme). Les paysages fluviaux prennent alors une dimension sociale longtemps ignorée par les écologues et les

hydrologues, mais qui aujourd'hui prend de plus en plus d'ampleur en particulier dans les débats et les recherches autour de la restauration écologique (Lecoquierre, 2007; Lévêque, 2019), mais aussi autour de l'adaptation au changement climatique (Hendrickx and Sauquet, 2013; IPCC, 2014; Jeppesen et al., 2011).

5. La rivière : un milieu dynamique

1. Quand le fleuve fait son lit

a. Cycle de l'eau et les régimes hydrologiques

Le fonctionnement d'un hydrosystème est en premier lieu dépendant du fonctionnement hydrologique. En effet, le cycle de l'eau par la périodicité, l'intensité et la durée des crues et des étiages va modifier les paysages et les habitats et par conséquent modifier les cycles biogéochimiques et biologiques.

En moyenne, 40% de l'eau de pluie alimente les cours d'eau et les nappes tandis que le reste est stocké dans le sol, évaporé ou absorbé par la végétation. Le ruissellement de surface va dépendre de la pluviométrie, de son intensité, mais également de la couverture du sol. En effet, un sol nu, propice aux ruissellements, peut entraîner des crues plus fortes et plus rapides, facilitant le phénomène d'érosion. Le régime hydrologique est fortement influencé par les variations du climat et décrit les variations du débit des cours d'eau. Ce régime se caractérise par des phénomènes extrêmes d'écoulement (crues, étiages) déterminés par leur fréquence, leur durée et leur débit. Dans le Sud-Ouest européen, on distingue quatre types de régimes hydrologiques (IGN, 2020; Pardé, 1964; Tockner et al., 2009) :

- Le régime pluvioocéanique associé à des variations saisonnières faibles et un débit maximal en automne et en hiver. C'est le cas de l'aval de la Garonne, du bassin de l'Adour et de Miño.
- Le régime nival de montagne alimentée par la fonte des neiges entraînant des pics de crues à la fin du printemps et au début de l'été. C'est le cas de l'amont de la Garonne, de l'amont de l'Ebre.
- Le régime pluvionival présentant deux maxima nets, le premier lors de la fonte des neiges et le second lors des pluies automnales. C'est le cas des bassins du Tago, du Duero, de ceux du Pays basque tels que Bidassoa et l'Ibaizabal.
- Le régime pluvioméditerranéen caractérisé par un étiage sévère lié à l'absence de précipitation. C'est le cas des bassins de Turia, du Guadalquivir, et de Segura.

On pourrait même caractériser un dernier régime dit « anthropisé » où l'impact de l'homme dans la gestion de l'eau est tel que l'écoulement en est complètement perturbé. On retrouve ce phénomène dans des bassins versants fortement agricoles du sud de l'Espagne et du Portugal où les barrages régissent les débits des rivières comme c'est le cas dans les régions de Murcia et d'Andalousie (Dynesius and Nilsson, 1994; González, 2002; Iglesias et al., 2018). Dans un régime « anthropisé », les périodes de fortes eaux surviennent durant l'été où les lâchés sont importants afin de permettre l'irrigation des cultures.

b. Les processus d'érosion, de transport et de sédimentation

Un cours d'eau se forme à la suite des processus d'érosion, de transport et de sédimentation. L'ensemble de ces processus ont lieu dans la zone critique en considérant un continuum air-terre-eau (Figure 1). La composition des sols, les caractéristiques des nappes, la morphologie des cours d'eau, la présence de mare ou lac vont avoir une influence sur ces processus. L'eau érode et dissout la roche qui ensuite transporte les éléments arrachés à l'aval jusqu'à ce que l'énergie cinétique des éléments diminue et qu'ils se déposent (sédimentation). La taille des matériaux transportés, la distance et le mode de transport ainsi que le processus de sédimentation vont être influencés par les conditions d'écoulement contraint par le climat, la pédologie et la pente du milieu. Un milieu calcaire s'érodera plus facilement, et formera des paysages particuliers tels que les gorges, aussi appelé canyons. La morphologie des cours d'eau, les habitats environnants, et donc la biodiversité et les cycles biogéochimiques associés, sont formés et modifiés constamment par les processus érosion – transport – sédimentation.

Le cours d'eau est un réceptacle, une zone de transfert, mais aussi potentiellement un réacteur important. On peut y distinguer les éléments dissous et particuliers de chaque élément carbone, azote et phosphore. Les éléments dissous et particuliers sont classés par taille des particules et peuvent être séparés par des filtres de 0.45 et 0.50 μm (Thurman, 1985). Les éléments particuliers sont en majorité transportés par l'écoulement de surface dus à leur faible solubilité tandis que les éléments dissous vont pouvoir être transportés par l'écoulement de surface, mais également par écoulement de subsurface et souterrain grâce à leur infiltration. Par ailleurs, ces éléments, par exemple le carbone, peuvent transporter des contaminants, des métaux lourds, des pesticides par réaction de complexation dans l'eau (Barkay et al., 1997; Kolka et al., 1999).

Les dynamiques des flux d'eau et de soluté des systèmes terrestres et aquatiques sont dépendantes des caractéristiques physiques, de l'occupation du sol, de la géographie et des nutriments dans les cours d'eau (Ballais et al., 2011). C'est le phénomène de « spiralling » décrit par Newbold et al (1981). Cette dynamique est dépendante, d'une part, des changements progressifs entre l'amont et l'aval d'un cours d'eau, on parle de continuum fluvial (Vannote et al., 1980) et, d'autre part, des caractéristiques hydromorphologiques qui vont influencer les fonctions de la rivière, on parle de compartiments fonctionnels (Sauvage et al., 2018).

2. Les unités du paysage...

a. ... sont structurées par le bassin versant

Un bassin versant est structuré par un système physique alimenté par le ruissellement, les nappes et les sources : le réseau hydrographique (Figure 5). Ce réseau est hiérarchisé de l'amont (la source) à l'aval (l'embouchure) et structure les habitats aquatiques et terrestres adjacents. Ces cours d'eau peuvent être schématisés par une série de segments linéaires et de nœuds (Figure 5). Cette classification, constituée par des lois géométriques générales, se nomme la classification de Strahler (Strahler, 1957). Tout segment n'ayant pas d'affluent se voit attribuer l'ordre 1 ; le segment résultant de la confluence de

deux drains d'ordre n sera d'ordre $n+1$. L'ordre du bassin versant correspond à celui de l'ordre le plus élevé. Le bassin versant de la Garonne est d'ordre 8 (Carthage, 2011). Cette classification est communément utilisée du fait de sa simplicité. De plus, cette classification permet de distinguer différentes classes de cours d'eau formant un gradient géomorphologique d'amont en aval. En effet, l'eau s'écoule de manière unidirectionnelle. La rencontre de drains augmente la taille du cours d'eau en aval ce qui entraîne une évolution géomorphologique des cours d'eau et conjointement de leur habitat.

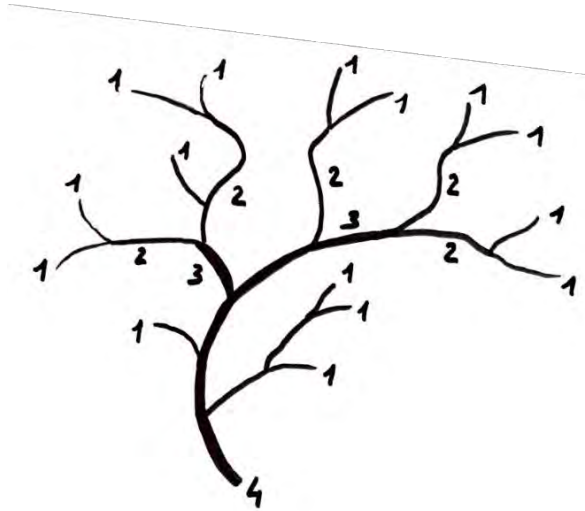


Figure 5: Schéma explicatif de la classification de Strahler (Strahler, 1957).

b. ... et le corridor fluvial : continuité écologique et continuum fluvial

Depuis les années 1980, le réseau hydrographique n'est plus simplement considéré comme un canal d'évacuation des eaux et des sédiments. On parle alors de corridor fluvial ou « trame bleue » comprenant le lit des cours d'eau et les systèmes terrestres adjacents tels que les ripisylves et les zones humides. Le corridor est connecté aux autres habitats et favorise les flux écologiques à l'échelle locale et régionale (Figure 6).

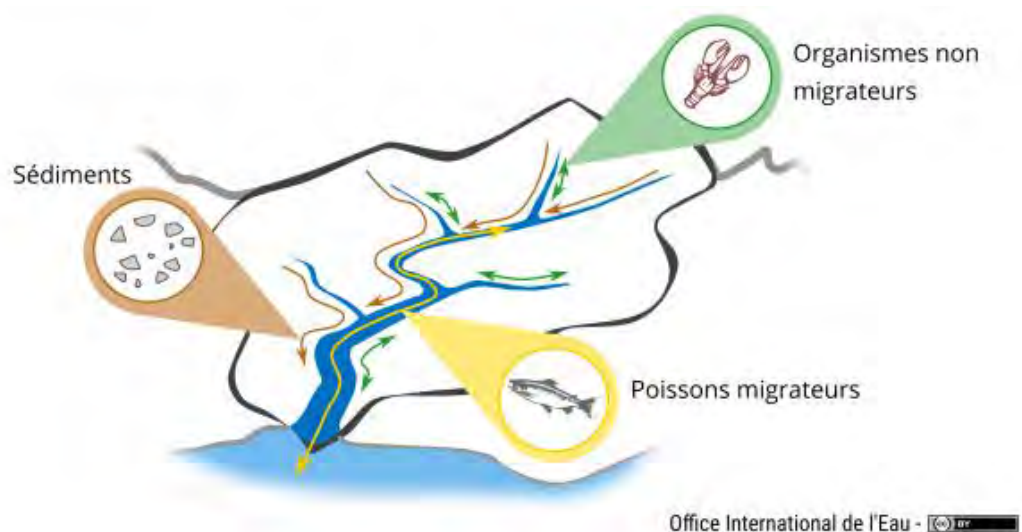


Figure 6: Schéma de la continuité écologique, transit sédimentaire et libre-circulation des organismes d'après l'Office Internationale de l'eau (OIEau, 2018).

Selon le concept de continuum fluvial (Vannote et al., 1980a), sur l'axe amont/aval interviennent des changements progressifs dans les systèmes fluviaux ainsi que dans les paysages et dans la nature des communautés biologiques. Les processus biogéochimiques prenant place dans le cours d'eau et dans la zone riparienne vont également évoluer le long du continuum fluvial. C'est un modèle descriptif longitudinal du fonctionnement écologique des systèmes fluviaux. Il peut être alimenté par trois sources d'énergie : (1) la production autochtone primaire du cours d'eau, (2) les apports externes provenant de la végétation et des berges ou (3) du transport de la matière organique depuis l'amont. Le système fluvial peut se scinder en différentes catégories.

L'amont avec ces fortes pentes rassemble des cours d'eau de type torrentiel (Chanson, 2004), étroits et peu profonds. Ces cours d'eau supérieurs sont considérés comme une « zone de production » alimentant le réseau hydrographique en eau et en sédiments. Les eaux y sont fraîches et oxygénées et la faune peu abondante. Les organismes aquatiques s'alimentent de l'apport externe de matières organiques à partir des débris végétaux et des petits animaux terrestres tombant dans les cours d'eau. En effet, les berges ont une végétation arbustive interceptant la lumière et limitant la production primaire aquatique. Les espèces dominantes seront adaptées à broyer et à déchiqueter les matériaux grossiers.

En progressant vers l'aval, l'augmentation de la largeur du cours d'eau et la diminution de la vitesse du courant favorisent le développement algal et des végétaux aquatiques. C'est la zone « intermédiaire » ou « zone de transfert ». En fonction de la diminution de la pente, le processus dominant devient la sédimentation par rapport à l'érosion. Le système aquatique devient alors majoritairement autotrophe, c'est-à-dire s'alimentant des ressources présentes dans le milieu aquatique. La population aquatique sera alors dominée d'herbivores « racleurs » et brouteurs.

Finalement, l'aval est caractérisé par des cours d'eau où la pente et la vitesse du courant sont faibles. Ces cours d'eau forment alors la plaine alluviale, les estuaires et parfois des deltas. Ces milieux en aval du bassin sont aussi nommés « zone de stockage ». La vitesse du courant est faible et la turbidité de l'eau qui est importante peut empêcher la pénétration de la lumière et donc le développement des végétaux aquatiques. Les apports en matières organiques proviennent en grande partie de l'amont. Il peut alors y avoir formation de phytoplanctons. L'espèce dominante sera alors un « collecteur ».

Des prédateurs sont associés à ces différentes espèces. Ces catégories schématisent succinctement la répartition géographique des espèces, mais cette théorie doit être modulée en fonction du contexte géographique et climatique. Ce concept, proposé pour caractériser des rivières nord-américaines tempérées, a stimulé énormément de recherches, mais également suscité beaucoup de controverses, car simpliste (King and Brown, 2010; King et al., 2003; Pinay et al., 2018). En effet, la théorie du continuum fluvial permet de fournir un schéma simple et pédagogique. Cependant, ce concept n'est pas généralisable à l'ensemble des cours d'eau. En effet, certains tronçons du bassin versant sont des alternances entre des zones de plat et des zones de rupture où le concept de continuum se transforme davantage en mosaïque de milieux hétérogènes. Le concept est théoriquement vrai, mais ne peut pas être

généralisé à l'ensemble des bassins versants étant donné que les caractéristiques des paysages vont influencer ce continuum telles que la présence de barrages, de villes ou encore la destruction d'écosystème tel que les ripisylves.

c. ... dépendent des interactions entre milieux terrestres et aquatiques

Pendant de nombreuses années, les écosystèmes aquatiques ont été considérés comme étant indépendants de leur environnement terrestre, alors qu'il a été démontré qu'il y avait de fortes interactions entre milieux terrestres et aquatiques (Hansen et al., 2008), en particulier en ce qui concerne les échanges de matières organiques, de nutriments et de pesticides. Ces échanges sont en partie permis grâce aux phénomènes de crue dans les milieux peu anthropisés. En effet, certaines études ont montré que les changements saisonniers liés au cycle crue/décru permettent une diversité d'habitats et de communautés biologiques (Junk et al., 1989). Cependant, la plupart des fleuves tempérés n'ont plus de plaines inondables du fait de leurs aménagements. Malgré l'impact anthropique, la connectivité horizontale entre plaines alluviales et lit mineur existe. Celle-ci permet les échanges entre différentes communautés ainsi que l'amplification de certains processus. Par exemple, on peut citer l'élimination des nitrates par le processus de dénitrification, la réaction de dégazage du diazote vers l'atmosphère (cf Section 1B4) activée dans des conditions anoxiques comme lors de phénomènes d'inondation (Sánchez Pérez et al., 1999; Sánchez-Pérez et al., 1991). La connectivité peut donc être horizontale, mais également verticale entre l'hydrosystème et le compartiment sous-fluvial. On parle plus communément des échanges nappe-rivière qui ont lieu à travers la zone hyporhéique (Figure 7). Malard et al. (2000) définissent la zone hyporhéique comme étant l'ensemble des sédiments saturés en eau. Cette zone hyporhéique est située au-dessous et à côté d'une rivière contenant une proportion d'eau de surface et d'eau souterraine. On peut également la schématiser le long du continuum fluvial. Ainsi, en tête de bassin, elle sera réduite, voire absente. En amont des plaines alluviales, l'accumulation d'alluvion permettra la création d'une zone hyporhéique située au niveau du lit mineur tandis qu'en aval des plaines, les nappes phréatiques sont plus proches de la surface et permettent à la zone hyporhéique de s'étendre au lit majeur. (Figure 7) (Marmonier et al., 2012; Dimitri Peyrard et al., 2011). Enfin, la végétation riveraine, possède un rôle majeur dans le fonctionnement de l'hydrosystème en étant (1) une source importante de matières organiques (feuilles, fruits, débris) (Chauvet and Jean-Louis, 1988), (2) un filtre pour les éléments dissous et un frein contre le ruissellement (Decamps, 2002; Pinay and Decamps, 1988), (3) une fonction d'abri et d'habitat (Maisonneuve and Rioux, 2001; Tabacchi et al., 1998).

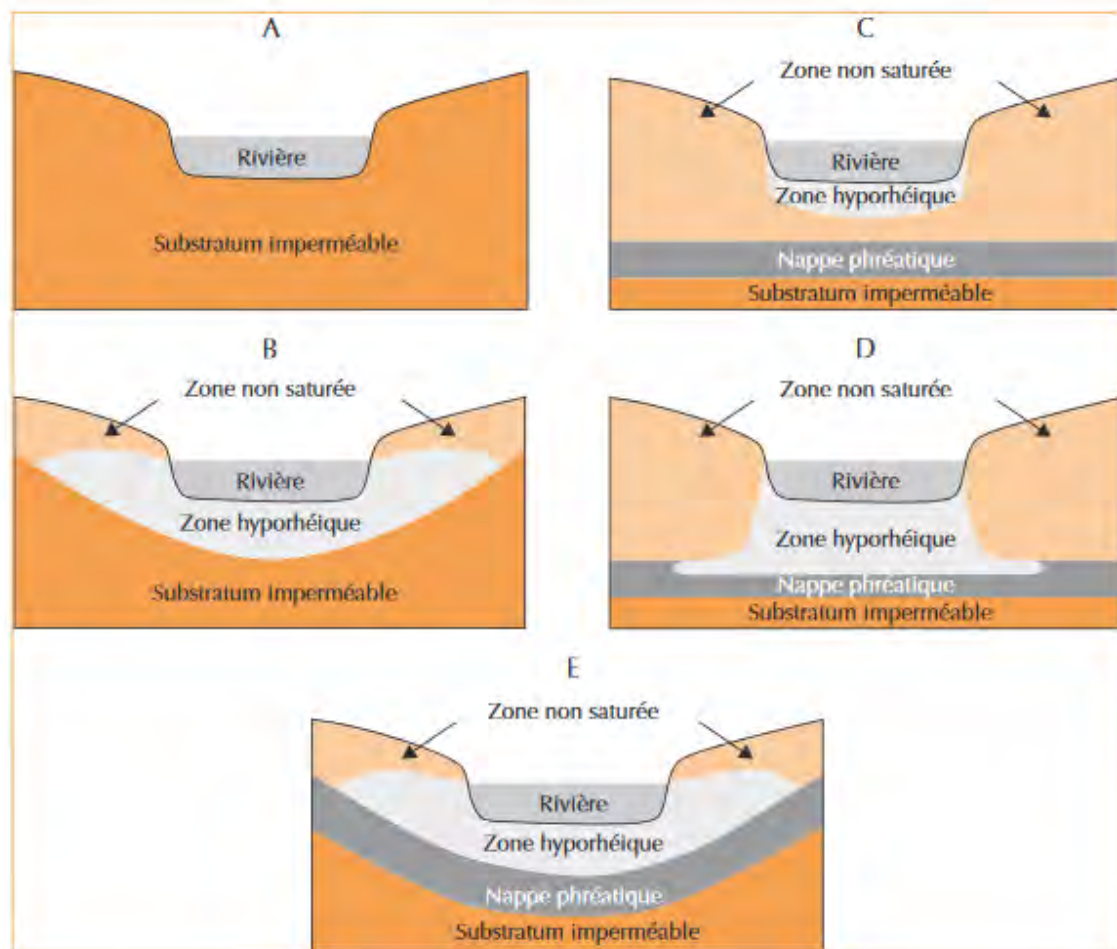


Figure 7: Schéma des différentes zones hyporhéiques existantes (tiré de Datry et al. (2008) d'après Malard et al. (2000)) avec (A) absence de zone hyporhéique due à l'affleurement direct avec le substratum imperméable, (B) présence de zone hyporhéique par phénomène d'advection d'eau de la rivière à l'intérieur des sédiments, (C) zone hyporhéique « perchée » au-dessus de la nappe phréatique, (D) zone hyporhéique échangeant des flux verticaux important avec la nappe sous-jacente et (E) zone hyporhéique présentant un équilibre dynamique avec la nappe.

3. Les fonctions écologiques liées à la ressource en eau

a. Origine et définition des bénéfices naturels et des fonctions écologiques

Depuis les dernières décennies, l'augmentation de la population humaine ainsi que la multiplication des phénomènes extrêmes, conséquences du changement climatique (Caballero et al., 2007), entraînent des questionnements sur la gestion de la ressource en eau. En effet, la demande en eau et les rejets anthropiques s'accroissent, augmentant les épisodes de pollution ayant un impact significatif sur l'environnement et la biodiversité. L'opinion publique et les politiques commencent alors à se préoccuper de la conservation de la biodiversité et de ses habitats. C'est dans ce cadre que le concept de services écosystémiques (SE) voit le jour dans les années 70 (Gómez-Baggethun and Ruiz-Pérez, 2011). On appelle services écosystémiques (SE), l'ensemble des contributions que la nature apporte à l'Homme, à sa survie, à son économie, et à son bien-être dans l'objectif de maintenir la vie humaine sur Terre de façon directe ou indirecte (Martín-López et al., 2018). L'évaluation des SE reste complexe et deux études ont permis de populariser cette démarche d'approche écologique à partir des SE. Le

Millenium Ecosystem Assesment (MEA) a eu pour objectif d'évaluer les conséquences de l'évolution des écosystèmes sur la sécurité, la santé et le bien-être de l'Homme à partir des SE (Reid et al., 2005). Ainsi, le rapport conclut sur l'utilité de connaître la nature et son fonctionnement afin d'évaluer l'impact anthropique et climatique sur ces écosystèmes, ce qui permettra de mettre en œuvre des outils de gestion adéquats. En 2007, l'agence européenne de l'environnement a permis de populariser cette démarche d'approche écosystémique grâce à la classification « *The Common International Classification of Ecosystem Services* » (CICES, No EEA/NNS/16/002). Cette étude sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité a été mise en place par le G8, groupe de discussion et de partenariat économique des huit pays les plus industrialisés au monde défini en 1998, afin d'évaluer les bénéfices et les coûts procurés par la nature en matière d'économie (De Groot et al., 2012). Cette étude conclut sur l'importance de la mise en place d'actions afin de ne pas atteindre une dégradation irréversible des milieux et des SE ascendants (Dai et al., 2012). Par exemple, une forêt riveraine a un rôle de zone tampon entre les terres et le cours d'eau, limitant ainsi le lessivage des contaminants (Hefting et al., 2005). Cette forêt peut également être aménagée pour le tourisme vert sans que cela n'impacte son rôle de zone tampon. Un paysage peut donc cumuler plusieurs SE (en l'occurrence au minimum deux dans notre exemple). Cependant, certains SE ne sont pas compatibles entre eux. Pour reprendre notre exemple, une forêt exploitée pour son tourisme vert ne pourra pas être utilisée pour l'extraction de son bois. Par ailleurs, si une forêt est surexploitée pour son bois, l'écosystème forestier ne pourra pas se régénérer entraînant la disparition de cet écosystème et également des autres bénéfices qu'elle procurait. Il est alors intéressant de comprendre la valeur de l'ensemble de ces SE au sein d'une même unité paysagère dans un cadre durable (De Groot et al., 2012).

Les changements globaux incluant les changements climatiques et la pression anthropique (notamment les épisodes de pollution d'origine humaine) provoque une atteinte aux écosystèmes et à la perte de leurs fonctionnalités (Ducharne et al., 2007; Palmer et al., 2008). La perturbation majeure pour la biodiversité et ses ressources associées sont la disparition des habitats naturels provoqués par ces changements globaux, particulièrement importante dans les régions du monde où la démographie est particulièrement rapide (Vörösmarty et al., 2004). Le développement urbain et l'intensification de l'agriculture, conséquences directes de l'augmentation du niveau de vie et de la croissance démographique, intensifient ces atteintes aux écosystèmes et à leurs fonctionnalités par exemple au travers de pollutions telles que le relargage d'azote dans l'environnement, les dépôts acides, la dispersion des nanoplastiques, des phénomènes d'eutrophisation et d'érosion (Galloway et al., 2008). Depuis ces dernières décennies, la sensibilisation à la préservation de l'environnement et de ces écosystèmes s'intensifie et agit à tous les niveaux : sociales (marches pour le climat), associatifs (Greenpeace), politiques (COP21), institutionnelles (IPBES). La Plateforme Intergouvernementale sur la Biodiversité et les Services Ecosystémiques (IPBES) a sorti en 2018 un rapport détaillé sur les tendances spatio-temporelles et les orientations de gestion pour limiter l'érosion de la biodiversité et des SE dans le monde.

Les études menées par l'ONU et l'EEA ont distingué plusieurs catégories de SE qui ont tous une importance économique, écologique et sociale (Costanza et al., 1997; Couvet et al., 2016; Doherty et al., 2014; Haines-Young and Potschin, 2012; Reid and et al., 2005). Le rapport IPBES (2018) distingue les SE pour l'Homme en trois catégories qui sont similaires aux différents SE présents dans le rapport de CICES (2016). Le rapport IPBES a pu (1) mettre en avant les résultats et les avancées qui ont été accomplis dans l'évaluation des SE, mais également (2) de renommer les « services écosystémiques » en « bénéfices naturels », terme plus neutre, pour supprimer la connotation de l'appartenance de la nature à l'homme qui se reflète dans le terme « service ». La

La figure 8 représente succinctement les catégories et les exemples de bénéfices existants. Il existe trois catégories de SE :

1. **Les bénéfices matériels ou les services d'approvisionnement** permettent aux êtres humains d'obtenir des biens commercialisables par l'exploitation des écosystèmes tels que la nourriture, les ressources énergétiques, les substances chimiques, l'eau potable, les ressources issues de l'agriculture ...
2. **Les bénéfices non matériels ou les services culturels** réunissent les bénéfices non matériels obtenus à partir des écosystèmes à travers l'enrichissement spirituel, la réflexion, la création et l'esthétique. Il peut s'agir des activités de récréations et d'écotourismes, des valeurs patrimoniales, des sources d'inspiration, ou encore des valeurs académiques.
3. **Les bénéfices ou services de régulation** sont des bénéfices obtenus de la régulation des processus des écosystèmes comme le maintien de la qualité de l'air, la régulation du climat, le contrôle biologique, la pollinisation, la régulation des maladies, la purification de l'eau, la régulation des crues... ;

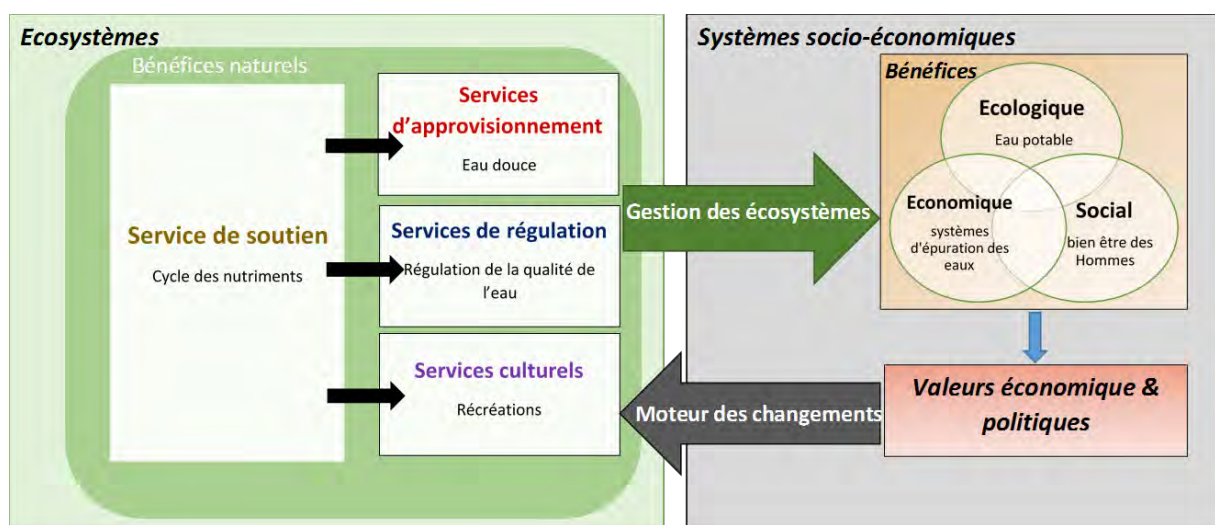


Figure 8: Schéma des différents services écosystémiques liés à la ressource en eau douce et les cycles des nutriments d'après le rapport CICES 2016

Dans la suite du manuscrit, j'ai fait le choix de conserver le terme « service écosystémique » (SE) au détriment de « bénéfices naturels » pour une question pratique. Les SE 1 et 2 ont été largement étudiés et ils sont aujourd'hui connus tant dans leurs fonctionnements que dans leurs intérêts économiques, écologiques et sociaux. A contrario, les services de régulation et leurs fonctionnements ont été moins abordés de par leurs complexités et la difficulté de les évaluer de manière quantitative. Cependant, il existe de véritables lacunes dans la connaissance du fonctionnement de ces SE, de leurs quantifications et dans leurs évaluations économiques (Costanza et al., 1997).

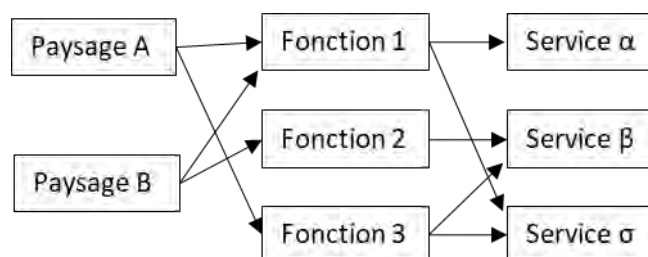


Figure 9: Relation entre les paysages, les fonctions écologiques et les services écosystémiques (adapté d'Étude & Documents n° 20, mai 2010, Commissariat Général au Développement Durable). Un paysage comprend plusieurs fonctions qui alimentent un ou plusieurs services, un service est ainsi l'expression d'une ou de plusieurs fonctions.

Un SE peut être une combinaison de fonctions écologiques (FE) et, inversement, une FE peut alimenter plusieurs SE (Figure 9). Une FE dépend de processus qui diffèrent en fonction des paysages (Commissariat Général au Développement Durable 2010). Aujourd'hui, les experts attribuent une valeur financière aux SE à partir de l'évaluation économique des FE suscitant un intérêt pour la gestion des ressources. Même si cette évaluation économique est controversée (De Groot et al., 2012), elle reste un outil efficace de vulgarisation et de sensibilisation pour le public pouvant être facilement utilisé par les gestionnaires (Couvet et al., 2016; Couvet, Denis and Teyssède, 2010).

La démarche d'évaluation des SE croisée à d'autres indicateurs (environnementaux, sociaux...) fournit une grille de lecture du territoire importante avec des SE différents par paysage. Une étude menée par Tschanz et al., (2015) représente l'importance des FE des différents SE pour 4 paysages différents au sein des Baronnies provençales (Figure 10).

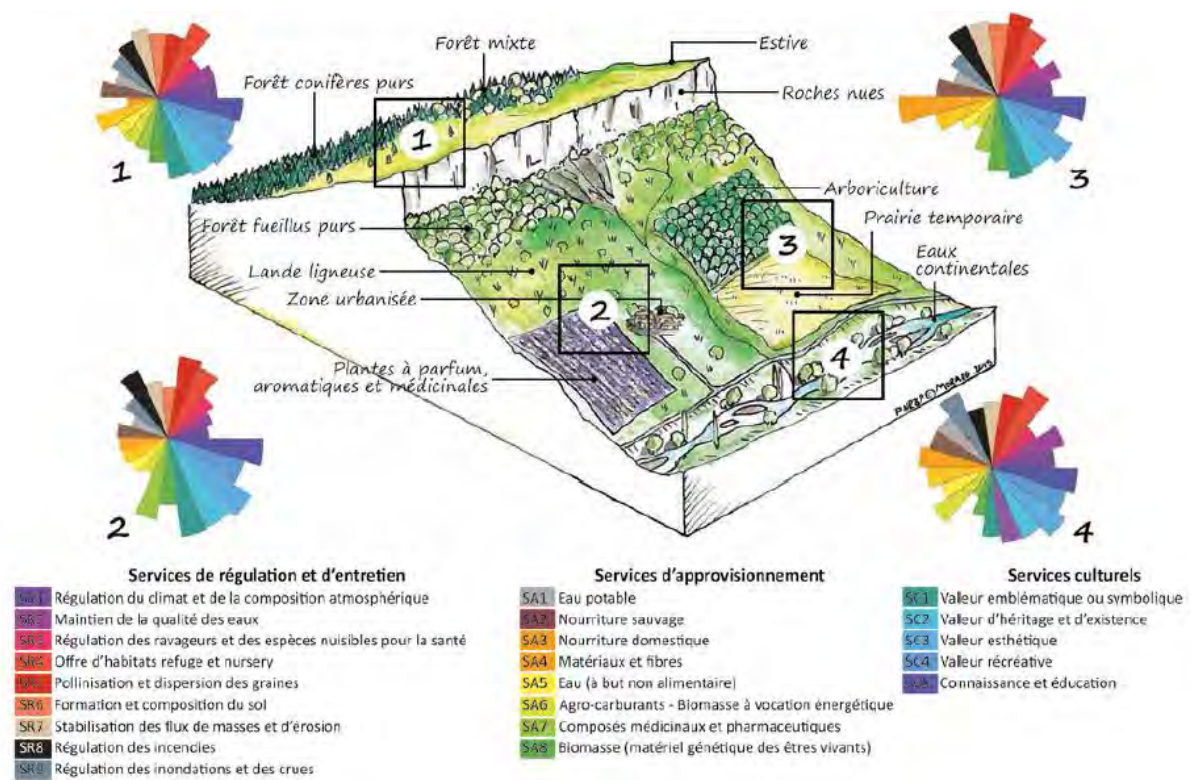


Figure 10: Représentation de l'importance des différents services écosystémiques (SE) dans quatre paysages distincts des Baronnies provençales : (1) paysage forestier (2) paysage agricole annuel (3) paysage agricole de culture pérenne ou de prairies (4) paysage fluvial (tirés de Tschanz et al. (2015)).

b. États des lieux des SE en Europe

Les SE diminuent entre 1960 et 2016, exceptées pour les SE d'approvisionnement (Martín-López et al., 2018). La sonnette d'alarme a été tirée par rapport à tous les SE liés au milieu aquatique qui sont les moins connus et les plus impactés, comme le service de régulation de la qualité de l'eau. En effet, en cinquante ans, la pression anthropique sur le milieu aquatique a augmenté avec, par exemple, l'artificialisation des berges et des phénomènes de pollution comme par exemple les phénomènes de marées noires et de pollution des nappes en nitrates.

Les changements globaux (anthropiques et climatiques) ont été pointés comme premiers responsables de ces pollutions et des pertes potentielles des SE (Alcamo, 2008 ; Vörösmarty et al., 2004). En effet, le réchauffement climatique est connu pour accélérer les cycles hydrologiques qui amplifient les accidents climatiques (crues et sécheresses) avec des répercussions sur les phénomènes d'érosion ou encore d'eutrophisation (Galloway et al., 2008). D'autre part, l'anthropisation des milieux influence directement et de façon importante les réseaux hydrographiques. Ainsi, les activités humaines ont un impact sur ces réseaux à travers l'occupation des sols, la destruction des habitats aquatiques tels que les zones humides, ou encore l'artificialisation des berges et des systèmes d'irrigations (Rebelo et al., 2017; Vörösmarty et al., 2004 ; Ducharne et al., 2007). L'augmentation des concentrations observées perturbe les cycles naturels des nutriments et des réseaux trophiques associés, et parfois de façon irréversible (Chapin et al., 2000 ; Scheffer et al., 2001).

En particulier, l'Europe, depuis deux décennies, fait face à l'amplification du stress hydrique. Le manque d'eau se fait ressentir dans le Sud-Ouest européen où la gestion de l'eau est devenue une problématique majeure (Mekonnen and Hoekstra, 2016; Smakhtin et al., 2004). Ainsi, le service naturel de régulation de la qualité des eaux douces et côtières est devenu en Europe le SE le plus important. Le coût évité de ce service s'élève à 1 773 €/ha·an⁻¹, correspondant aux coûts que les municipalités devraient engager dans le traitement des eaux si la fonction de régulation n'était pas assurée. (Martín-López et al., 2018).

Les coûts qu'il faudrait engager si la fonction n'était pas assurée, c'est le coût de fourniture du service de façon artificielle. Elle nécessite une bonne description des services rendus par l'écosystème. C'est l'exemple de la pollinisation manuelle si elle n'est pas faite par des insectes.

c. Le service de régulation de la qualité de l'eau douce et ses fonctions écologiques

Dans les hydrosystèmes, les services de régulation concernent les services de régulation de la qualité des eaux (épuration naturelle), et la quantité d'eau (prévention contre les inondations). Ces services s'appuient sur trois types de processus appartenant aux fonctions écologiques (Fontvieille et al., 1996):

Des processus physiques tels que la dynamique sédimentaire et le stockage ou rétention des lits mineurs et majeurs des cours d'eau (Banerjee et al., 2013 ; Oraison et al., 2011 ; Goldman et al., 2017 ; Schoenn, 2013), mais aussi les processus de dilution des apports diffus (par exemple issus des pratiques agricoles) et ponctuels (par exemple issus des stations d'épuration);

Des processus chimiques par les processus naturels de dégradation de la matière organique par exemple par photolyse ou encore les processus de combinaison chimique avec la matière organique ou autres composés (Dojlido and Best, 1993; Jacob and Mickley, 2017) ;

Des processus biologiques tels que des processus directs comme la dégradation par les bactéries et l'activité microbienne (Sánchez-Perez and Tremolieres, 1997), l'absorption par les plantes, et des processus indirects comme les interactions entre communautés : exemple la bioturbation comme un activateur de l'efficacité des biofilms bactériens dans les sédiments des cours d'eau (Liu et al., 2017; Yao et al., 2017b, 2017a).

L'épuration naturelle des eaux polluées et la régulation des flux hydriques sont considérées comme des enjeux environnementaux majeurs (De Groot et al., 2012). Aujourd'hui, quelques recherches se sont concentrées sur les fonctions écologiques influençant l'épuration naturelle des eaux (González et al., 2014), mais ces études sont en général des études de cas (Capdeville, 2018; Herteman, 2010) et ne considèrent pas la dynamique de l'ensemble d'un bassin versant dans son ensemble. Face à ce constat, il faut aujourd'hui s'interroger sur la bonne santé de l'hydrosystème et de son fonctionnement. En effet, les processus physiques, chimiques et biologiques à l'œuvre dans la régulation et l'épuration des

pollutions vont être modifiés en présence de trop fortes concentrations en un ou plusieurs nutriments ou la présence d'un contaminant. Des recherches dans ce sens permettraient d'évaluer l'importance de ces services et notamment de comprendre la résilience écologique d'un milieu, c'est-à-dire la capacité du système à retrouver un fonctionnement et un développement équilibré après avoir subi une perturbation importante (Fremier et al., 2015; White and Stromberg, 2011). En effet, une meilleure compréhension de ces systèmes faciliterait la détermination d'un équilibre entre anthropisation et maintien des FE dans l'objectif d'atteindre une bonne gestion de la ressource (Momblanch et al., 2016).

d. Les facteurs de perturbations

Les perturbations du milieu peuvent avoir différentes origines, naturelles ou anthropiques, mais souvent modifient l'environnement et son fonctionnement de façon temporaire ou permanente. Les crues spectaculaires sont souvent des événements destructeurs marquant l'histoire et la mémoire collective. Ces crues sont en général dues à de fortes pluies associées à une fonte des neiges, mais l'Homme tient une part de responsabilité dans la déforestation et l'aménagement massif des rives qu'elle pratique depuis l'Antiquité (Schnitzler-Lenoble and Carbiener, 2007). L'Homme en altère le fonctionnement notamment en en modifiant la structure physique, biologique et chimique des cours d'eau ainsi que celle de leur bassin versant (Galloway et al., 2008; Rolls and Bond, 2017). Les cours d'eau sont soumis à de nombreuses pressions anthropiques telles que la pollution (effluents agricoles, industriels et urbains) et l'artificialisation du leur tracé et de leurs berges (Ducharme et al., 2007; Lévêque, 2019; Vörösmarty et al., 2004). En particulier, l'utilisation des sols peut avoir un impact sur la composition et la quantité des nutriments présents au sein des cours d'eau (Amon-Armah et al., 2013; Plaza-Bonilla et al., 2015; Sánchez Pérez et al., 2003; Vörösmarty et al., 2004). Les effluents urbains et industriels augmentent parfois gravement les charges en nutriments (ammonium, phosphate, nitrates) malgré la mise en place de stations de traitement (Duchène, 1990; Pinay et al., 2017; Ratel and Debrieux, 1992). En outre, les modifications des lits mineurs des cours d'eau, résultant notamment de la construction de digues et du prélèvement de matières minérales (galets, graviers, etc.), peuvent réduire la capacité des cours d'eau à réguler leurs flux de nutriments (Jantzi et al., 2017; Steiger et al., 1998). Par ailleurs, les sécheresses peuvent également amplifier les altérations d'origine anthropiques (Momblanch et al., 2015) et mettre à mal la résilience des écosystèmes aquatiques (Dai et al., 2012).

L'environnement et en particulier les ripisylves et les zones humides ont été pillées, surexploitées et détruites depuis de longues années entraînant des perturbations permanentes dont celles de la perte des fonctions écologiques. En effet, la destruction des ripisylves supprime le service de régulation naturel des crues qui permet d'éviter les inondations en aval en stockant temporairement de l'eau dans ces zones (Weng et al., 2003), mais également le service de régulation de la qualité de l'eau qui joue un rôle de station d'épuration naturelle en nutriments et pesticides (Aguiar et al., 2015; Sánchez-Pérez et al., 1991; Struyf et al., 2012). D'après Schnitzler-Lenoble and Carbiener (2007), 40 à 70% des services écosystémiques au sein des ripisylves ont disparu.

Les zones alluviales sont défrichées et aménagées en terres agricoles dès le Néolithique (9000-6700 BP) (Binder and Sénépart, 2004). 79% des plaines alluviales européennes sont intensément cultivées entraînant la disparition de 95% de la forêt riveraine. Ces déforestations massives entraînent une amplification de l'érosion et donc de la charge alluviale des cours d'eau. En France, dès le XVII^e siècle, des barrages et des canaux sont mis en place, par exemple le célèbre canal du midi permettant de relier le fleuve Garonne à la mer méditerranée (Piégay et al., 2003). Les barrages vont entraîner la diminution des charges en sédiment, la destruction des habitats de l'aval comme les frayères ainsi que la déconnexion des annexes avec le cours d'eau principal tandis que les canaux sont des prises d'eau entraînant une perturbation du régime hydrique (Cemagref, 2004). La perturbation de l'environnement s'intensifie à partir du XIX^e siècle avec l'intensification de l'activité de l'homme, de l'industrialisation du monde et la mise en place de grands ouvrages hydrauliques. Dynesius and Nilsson (1994) a tenté de classer les grands cours d'eau du monde dont ceux européens par degré d'altération en prenant en compte la fragmentation des ripisylves, l'exploitation des terres, l'urbanisation, la régulation de la circulation de l'eau par les barrages, canaux de dérivation, etc... Ces perturbations anthropiques entraînent une dégradation écologique irréversible pour les écosystèmes et augmentent les risques pour la sécurité des populations face aux perturbations naturelles. En effet, ces perturbations ont un effet sur l'emprise de l'eau dans la plaine alluviale, le cycle hydrologique via la construction de digues et de barrages, le transport des alluvions, l'urbanisation du lit majeur d'un cours d'eau augmente les risques d'inondation dans les zones urbanisées entre autres.

Les zones inondables sont asséchées par la disparition des zones humides, par la déconnexion de plus en plus importante des nappes d'accompagnement, par la mise en place des ouvrages hydrauliques entraînant le ralentissement des cycles hydrologiques (Schnitzler-Lenoble and Carbiener, 2007). Cet assèchement entraîne également la disparition des sols anoxiques empêchant certains processus, comme la dénitrification, permettant la régulation de la qualité de l'eau lors d'excès de nitrates. L'environnement, sa biodiversité et ses usages sont alors totalement modifiés. Des études ont permis de montrer que la mise en place d'ouvrage hydraulique pouvait entraîner une eutrophisation des milieux et l'effondrement de l'écosystème aquatique (Ameziane et al., 1999). De même, un cours d'eau fortement aménagé sera sujet à des pollutions étant donné qu'il ne débordera pas empêchant les polluants de se diluer et de rester bloqués sous forme non assimilable dans la zone alluviale (Schnitzler-Lenoble and Carbiener, 2007).

La construction sur des plaines inondables altère fortement l'érosion des sols et en particulier les sols marneux et molassiques. Dans le bassin versant de la Garonne, en Lauragais, la construction des moulins pour l'exploitation du pastel entre le XIV^e et XVI^e et de la farine (XVII^e) a favorisé l'érosion de 4000 à 5000ha de terres chaque année (Astre, 1956). Cette altération des terres loin de s'améliorer s'est empirée au cours des siècles. Pour reprendre l'exemple de la Garonne, l'usage intensif des terres agricoles à la suite de la Seconde Guerre Mondiale a favorisé les sols nus détruisant les haies, les bosquets et les prairies de pâturage. Par ailleurs, l'exploitation des terres intensives a fragilisé le sol et

notamment son complexe argilo humique favorisant l'érosion des sols et le lessivage des polluants. Durant la seconde moitié du XXe siècle, l'extraction de granulats s'est intensifiée en France et notamment dans le bassin Garonne qui a provoqué une diminution du lit mineur en aval du bassin et, par conséquent, des perturbations tant hydrauliques qu'écologiques, qui à ce jour, sont toujours présentes (Jantzi et al., 2017). Cette diminution du lit est amplifiée par la présence de barrage sur la Garonne empêchant l'arrivée des sédiments et le renouvellement du lit. À certains endroits du cours d'eau, l'eau de surface s'écoule sur la roche mère limitant les connectivités avec la nappe (Steiger et al., 2000).

Ces perturbations anthropiques modifient la structure des paysages, mais également le cycle des nutriments et des polluants pouvant inhiber ou accélérer certains processus. Les nappes phréatiques se retrouvent chargées en nitrates (jusqu'à 200mg.L^{-1}) conséquence du lessivage des apports agricoles et des dysfonctionnements des stations d'épurations (Piégay et al., 2003; Pinay, 1986; Sánchez Pérez et al., 2003; Sánchez-Perez and Tremolieres, 1997). Les paysages se modifient notamment avec le développement d'une végétation nitratophile, comme c'est le cas dans le bassin versant de la Garonne (Pinay et al., 1995; Pinay and Labroue, 1986; Sánchez-Pérez et al., 2003).

B. Les nitrates comme traceurs environnementaux de la qualité de l'eau

1. La pollution chimique des cours d'eau

La qualité des eaux est un sujet complexe faisant intervenir quasiment tous les acteurs économiques et sociaux, mais aussi le fonctionnement de l'hydrosystème. La qualité de l'eau peut avoir différentes définitions et critères qui varient en fonction de son utilisateur et de l'usage qu'il en fait. Ainsi, une eau enrichie en nitrates sera bénéfique pour l'agriculteur qui voudra irriguer son champ, mais pourrait être néfaste à celui qui désire la boire. Dans les années 60, le terme « pollution des eaux » est fortement utilisé afin de sensibiliser la société aux problèmes d'environnement. Une pollution désigne une forme de « nuisance » qui peut être sonore, visuelle, chimique, organique, thermique, biologique ou encore radioactive. Ces pollutions n'ont pas les mêmes causes ni les mêmes conséquences sur les rivières. Les pollutions les plus importantes et les plus contrôlées sont les pollutions chimiques pouvant être ponctuelles ou diffuses. Les pollutions chimiques peuvent être de plusieurs sortes reliées aux contaminants comme les métaux ou encore des contaminants émergents comme les antibiotiques ou les perturbateurs endocriniens. Une pollution ponctuelle se caractérise par son origine précise : rejets des villes et usines, effluents d'élevage... Des dispositifs de dépollution existent et peuvent être mis en place pour réguler le problème. Les pollutions diffuses au contraire sont moins identifiées. Elles proviennent des rejets issus de toute la surface d'un bassin versant et sont transmises indirectement aux milieux aquatiques via le lessivage des sols agricoles et urbains. Le phénomène de lessivage est amplifié par l'irrigation et les phénomènes de précipitations. Il est compliqué d'éliminer une pollution diffuse et c'est le rôle auquel sont confrontées les Agences de l'Eau qui doivent répondre aux demandes de l'Union européenne en limitant tous types de pollutions (Directive Nitrates, 1991) provenant majoritairement des eaux usées. Les pollutions ont également un aspect temporel. Elles peuvent être permanentes (rejets

domestiques d'une ville), périodiques (périodes d'épandage du fumier, variations des rejets liés aux afflux touristiques) ou ponctuelles (pollutions accidentelles).

La pollution des eaux en France n'est pas un phénomène récent. Au moyen âge, l'exploitation des mines et les métiers artisanaux exploitant la rivière, tels que l'ennoblissement des textiles et le traitement du cuir, étaient à l'origine de pollutions légères ponctuelles notamment en métaux lourds (Le Roux et al., 2016; Shotyk and Le Roux, 2005). La pollution la plus importante et la plus néfaste était la pollution organique, ou fécale, qui provoqua des épisodes de pollutions extrêmes. La mise en place des stations d'épuration a permis de limiter ce type de pollution. Les pollutions chimiques industrielles ont par la suite supplanté les pollutions organiques. À la suite de la Seconde Guerre Mondiale, la pollution découlant des Trente Glorieuses et de la révolution verte (Gaud, 1968) s'ajoute aux autres pollutions et devient même prépondérante. En effet, les engrais et les pesticides utilisés en agriculture sont présents de nos jours à toutes les échelles et leur régulation est compliquée (Khush, 2001). Il existe également des phénomènes de contaminations géogéniques ou « naturelles » des sols et des eaux du fait de la constitution naturelle de roches du milieu, mais la majorité des pollutions sont inhérentes aux activités humaines qu'elles soient volontaires ou accidentelles. Aujourd'hui, quatre défis scientifiques concernent la problématique de la pollution des eaux douces de surface :

- 1) Un défi analytique ayant pour objectif d'identifier et de déterminer les concentrations de ces contaminants
- 2) Un défi écotoxicologique et épidémiologique afin de comprendre les effets induits par ces pollutions sur la biologie, la physiologie et la génétique des espèces aquatiques et des êtres humains.
- 3) Un défi sociétal pour réduire les pollutions à la source grâce à une action sociale forte et commune comme le phénomène du « manger bio » (Alkon, 2013; Hughner et al., 2007) qui a explosé depuis les années 2000 et qui permet de choisir une culture moins consommatrice de pesticides et d'engrais que l'agriculture conventionnelle
- 4) Un défi scientifique afin de comprendre le cheminement et les transformations des polluants dans l'environnement depuis leur émission jusqu'à leur devenir dans les eaux de surface ainsi que l'évolution des fonctions écologiques associées à ces transferts aux contacts de ces pollutions.

Mon projet de thèse s'axera sur ce dernier défi en essayant de comprendre le comportement des fonctions écologiques liées à la régulation des pollutions azotées, en particulier des nitrates, et de déterminer la capacité d'auto-épuration d'un cours d'eau vis-à-vis des nitrates. Cette thèse se concentre sur les nitrates qui sont des traceurs environnementaux de la qualité de l'eau.

2. Cycle de l'azote

Le cycle de l'azote est un cycle biogéochimique qui correspond à l'ensemble des échanges d'éléments azotés sur la planète. Un schéma simplifié de ce cycle est présenté dans la figure 11. L'azote

est présent à l'état libre, sous forme diazotée (N_2) et à l'état combiné sous des formes minérales (ammoniaque, nitrite, nitrate) ou organiques. L'air est constitué à 78% de N_2 . Le réservoir atmosphérique est le principal réservoir du stock d'azote qui effectue des échanges avec les sols, les hydrosystèmes et la biosphère. Ainsi le cycle de l'eau, celui du carbone et les cycles biologiques vont interagir avec le cycle de l'azote. Les organismes ont besoin d'azote pour fabriquer des protéines et des acides nucléiques, mais la plupart des végétaux et des animaux ne peuvent utiliser l'azote libre. La fixation de l'azote par certaines bactéries (en particulier les cyanobactéries) du sol ou aquatique transforme le N_2 en ammonium (NH_4^+) et en son acide conjugué l'ammoniaque NH_3 .

Il existe cinq principaux processus clés dans le cycle de l'azote : l'absorption, la minéralisation, l'immobilisation, l'oxydation anaérobie et la dénitrification. Le processus d'absorption de l'azote par la plante consiste en un piégeage des nitrates (NO_3^-). L'azote nitrique ou le nitrate (NO_3^-) est un ion produit dans l'eau et particulièrement soluble. La présence d'un excès de nitrates dissous dans l'eau est un indice de pollution d'origine anthropique (agriculture, urbaine ou industrielle). Les NO_3^- sont très mobiles dans les sols et facilement assimilables par les organismes (Billen et al., 2013). Le processus de minéralisation consiste en la transformation de l'azote organique en azote minéral en passant par deux étapes : l'ammonification (transformation de l'azote organique en NH_4^+) et la nitrification (transformation de NH_4^+ en nitrite NO_2^- puis en NO_3^-) (Beaulieu et al., 2011). L'immobilisation transforme l'azote minéral en azote organique dans le cas où l'azote est un facteur limitant. Dans les rivières, le processus est appelé réduction et dépend de l'activité des microorganismes. Les NO_3^- peuvent se transformer en N_2 grâce aux bactéries, avec comme produit secondaire du CO_2 et de l'oxyde d'azote N_2O , un gaz à effet de serre qui contribue à détruire la couche d'ozone dans la stratosphère. : c'est le processus de dénitrification (Beaulieu et al., 2011; Gruber and Galloway, 2008; Jacob and Mickley, 2017). La réaction de dénitrification ne se produit qu'en présence de carbone assimilable, de sulfure et d'anoxie (absence d'oxygène). En condition anaérobie peut également se dérouler le processus d'oxydation anaérobie, également appelé annamox, qui est la transformation de l'ammonium en diazote. Ce processus est une voie métabolique microbienne se déroulant dans de nombreux milieux naturels tels que les zones humides.

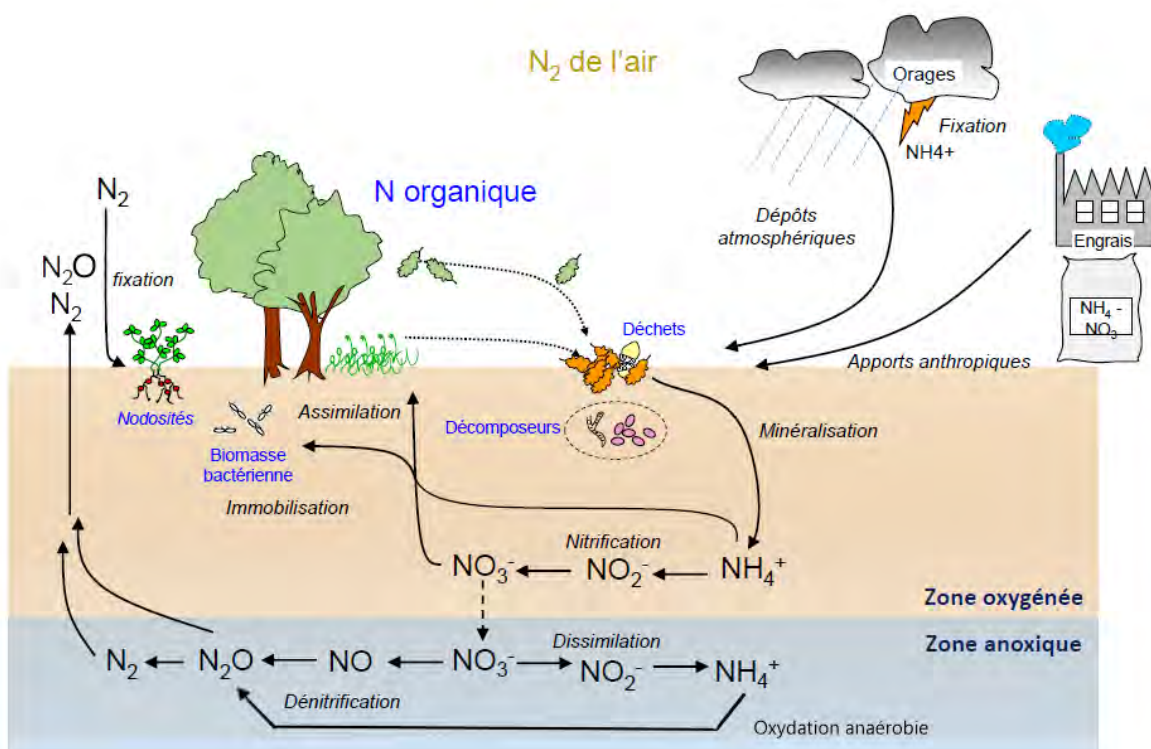


Figure 11: Cycle de l'azote simplifié en 2D dans les sols adapté de la présentation de Dausse and Mérot (2014).

À l'heure de l'anthropocène, les scientifiques alertent sur l'impact de l'Homme sur les cycles biogéochimiques (Lévêque et al., 2003; Steffen et al., 2007). En effet, la croissance démographique et l'utilisation des énergies accélèrent l'émission des gaz à effet de serre, la destruction de la couche d'ozone, la déforestation, la pêche abusive et l'application de fertilisants azotés de manière excessive (Crutzen, 2006). L'utilisation d'azote actif pour l'agriculture a doublé à la fin de la Seconde Guerre Mondiale grâce à la découverte du processus d'Haber-Bosch transformant le N_2 atmosphérique en fertilisant actif. Cette révolution verte a perturbé complètement le cycle de l'azote résultant en un excédent d'azote dans les sols et les cours d'eau qui faute de pouvoir être transformé va être transporté à travers le bassin versant jusqu'à l'exutoire (Galloway et al., 2008; Galloway and Cowling, 2002).

Le transport de l'azote se fait sous forme dissoute (sous sa forme soluble NO_3^-) ou particulaire (azote minéral ou organique) charriée par l'eau. L'azote sous ses formes solubles et particulaires ruisselle en surface tandis que l'azote soluble uniquement peut être transporté par l'écoulement de subsurface. L'azote peut également être transporté par percolation (lessivage des nitrates par la nappe sous-jacente) et atteindre les nappes d'accompagnement connectées au cours d'eau, mais aussi les nappes profondes, phénomènes amplifiés par la présence d'irrigation. On peut distinguer deux périodes de transport de l'azote. La première, durant les épisodes pluvieux, où l'azote ruisselle ou s'infiltre vers la nappe et est lessivé directement vers le réseau hydrographique. La seconde, en dehors de ces épisodes de pluies, où le transport concerne uniquement les éléments azotés du cours d'eau ; les processus de transformation deviennent alors prépondérants sur le cycle de l'azote. Bien entendu, l'azote transporté est soumis aux processus de transformation complexifiant le cycle et la compréhension de celui-ci.

Depuis les pics de pollution en azote et en particulier en nitrate, la prise de conscience de la société permet de développer des programmes de recherche pour favoriser les processus d'élimination de l'azote naturel notamment en immobilisant l'azote et en le « renvoyant » dans l'atmosphère via la dénitrification. Ces processus ont été étudiés pour améliorer le fonctionnement des stations d'épurations (Ratel and Debrieur, 1992).

3. Fuites de nitrates et pollution azotée au sein du bassin versant

Les nitrates sont très solubles dans l'eau et de par leur charge négative ils ne sont pas retenus par le complexe argilo-humique. La lixiviation, ou fuite de nitrates vers les eaux souterraines, est un phénomène naturel activé durant les épisodes de fortes pluviométries ou d'irrigations (Jégo et al., 2008). La lixiviation dépendant du système de culture (type de culture, rotations, irrigation, fertilisation) et du contexte pédo-climatique (Arregui and Quemada, 2006; Hansen and Djurhuus, 1996). La fuite des nitrates est également accélérée si le complexe argilo-humique du sol est affaibli étant donné que ce complexe permet d'immobiliser les nitrates (Duchaufour et al., 2018). Les nitrates contaminent alors les nappes.

Les nitrates peuvent également drainer ou ruisseler dans ou à la surface du sol. Le mot « drainage » est un anglicisme désignant l'évacuation naturelle ou artificielle par gravité ou par pompage des eaux superficielles ou souterraines. On distingue le « drainage agricole », artificiel mis en place grâce à des canaux de drainage en terre cuite ou de puits munis de pompes et le « drainage naturel », qui correspond aux flux d'eau du réseau hydrographique entre l'ensemble des hydro-systèmes d'un bassin versant. Le « drainage naturel » peut être divisé en plusieurs catégories : l'écoulement de surface, l'écoulement de subsurface après infiltration et l'écoulement souterrain.

Le transfert des nitrates vers la rivière se fait donc par écoulement souterrain et de surface. Comparativement, le ruissellement est faible représentant moins de 5% du débit de la rivière à certains endroits du bassin. Ces fuites de nitrates peuvent être limitées grâce aux processus d'absorption par les végétaux, d'incorporation de la matière organique et de dénitrification. Par exemple, la présence de ripisylves et de zones humides favorise les processus d'abattement des nitrates et limite ainsi les écoulements de surface (Pinay and Decamps, 1988; Ruffinoni and Pinay, 1994; Sánchez Pérez et al., 1999; Sánchez-Pérez et al., 1991; Weng et al., 2003).

4. Nitrates dans les cours d'eau

Tout élément qui entre dans un cours d'eau est susceptible d'être transporté sur une distance plus ou moins importante selon qu'il soit fixé, assimilé ou non par les processus en place (Newbold et al., 1982; Sabater et al., 2002). Dans le cours d'eau, un élément, tel que le nitrate, va être à la fois transporté et transformé dans le cycle des nutriments. L'élément va alors parcourir un trajet qui peut être schématisé par une spirale. C'est le phénomène de « spiralling » décrit par Newbold et al (1981). Le modèle de spirale va dépendre des caractéristiques hydromorphologiques, de la biodiversité, de la géographie et des nutriments du cours d'eau (Ballais et al., 2011). Un cours d'eau avec un fort débit

transportera davantage des matériaux solides de taille importante. De même, le rôle des débits et en particulier les périodes de crues et d'étiage vont impacter la capacité du cours d'eau à assimiler, dénitrifier ou sédimenter l'azote (Oraison et al., 2011). L'étude de Wollheim et al (2008) illustre ce principe d'interdépendance en analysant l'effet du débit sur l'élimination de l'azote (Figure 12).

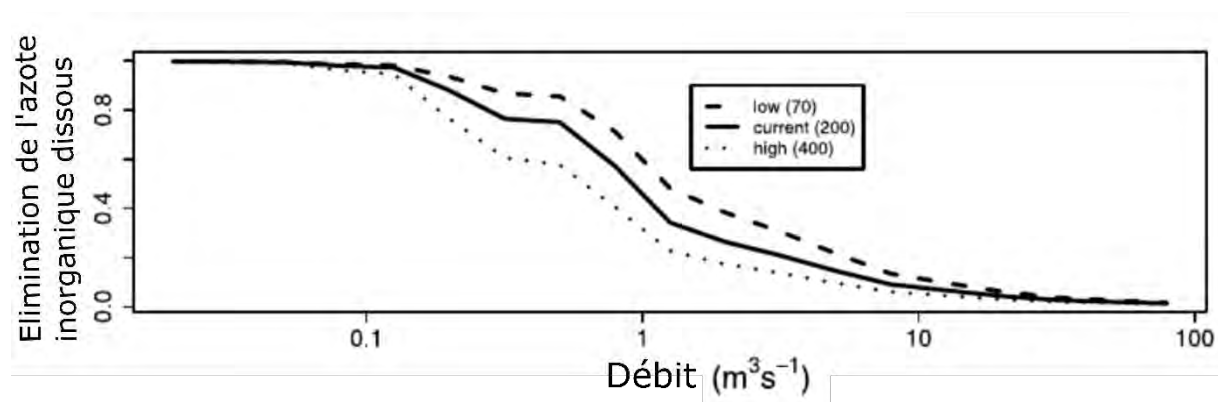


Figure 12: Efficacité d'élimination de l'azote en fonction du débit et de la charge en azote inorganique dissous pour différents apports azotés dans le réseau fluvial (low : faible de 70 kg.km⁻².y⁻¹, current : moyen de 200 kg.km⁻².y⁻¹, et high : élevé de 400 kg.km⁻².y⁻¹) adapté de Wollheim et al., 2008.

Un débit fort ne favorise pas le processus d'élimination de l'azote. Lors de forts débits, l'effet de dilution permettra une diminution de la concentration en azote, mais pas la disparition de l'élément. La seule voie d'élimination permanente de l'azote est se fait sous forme gazeuse notamment via dénitrification. Finalement, de nombreuses études ont démontré l'importance de la végétation et des actions anthropiques (Felipe-Lucia et al., 2015b; Kronvang et al., 2004; Oraison et al., 2011; Vörösmarty et al., 2004) sur l'élimination de l'azote du système. L'abondance de plantes aquatiques et de la communauté bactérienne va notamment favoriser l'élimination et le stockage des nitrates (Kronvang et al., 2004; Oraison et al., 2011).

Les fonctions de régulation liées aux nitrates sont connues, mais difficilement quantifiables dans le temps et dans l'espace à grande échelle. Les différentes approches permettent une compréhension partielle du cycle de l'azote, mais qu'en est-il du comportement des nitrates dans les cours d'eau tout au long du bassin versant. Il est tout d'abord important de comprendre qu'il existe une législation européenne vis-à-vis des nitrates. En effet, dans le cadre de la directive européenne cadre sur l'eau (60/CE/2000), les pays de l'Union européenne doivent mettre en place des programmes pour assurer une bonne qualité des eaux de surface et souterraines (Romero et al., 2013). Cette estimation est généralement effectuée grâce à des analyses physico-chimiques d'échantillons. La Directive Nitrates (91/676/CEE) fixe la norme de potabilité de l'eau à 50 mg.L⁻¹ de NO₃⁻ (Oenema et al., 2011; Pinay et al., 2017). En absence de contamination, la teneur en nitrates des eaux souterraines varie entre 0.1 et 1 mg.L⁻¹ (Camargo et al., 2005) et celle des eaux de surface entre 3 et 5 mg.L⁻¹ (Ratel and Debrieur, 1992). En 2013, la concentration NO₃⁻ des nappes souterraines des plaines du bassin versant de la Garonne variait entre 40 et 100 mg.L⁻¹ (Jégo et al., 2008; Yao et al., 2017b), et celle des eaux superficielles entre 10 et 25 mg.L⁻¹ (Descy et al., 2009; Romero et al., 2016).

Il existe également des échanges hydrologiques entre la nappe alluviale et la rivière. Étant donné que les nitrates sont des éléments solubles atteignant facilement les nappes. Les échanges hydrologiques entre nappes et rivières s'accompagneront également d'un échange de nutriments et de pesticides sous phases dissoutes, dont les nitrates. Il y aura alors des apports en nitrates des nappes au cours d'eau ou inversement une infiltration (Sánchez Pérez et al., 2003). Ces échanges vont influencer les fonctions liées au service de régulation de la qualité de l'eau (Sánchez-Pérez and Trémolières, 2003). La variation nappe-rivière dépend du niveau de la rivière et des saisons. La typologie des sols, la nature et l'aménagement des berges vont avoir une influence sur ces échanges nappe-rivières. Ils existent trois relations hydrodynamiques (Brunner et al., 2017; Vernoux et al., 2011; Winter et al., 1998). Dans le premier cas, le niveau de la nappe est supérieur au niveau du cours d'eau, la nappe alimente le cours d'eau, il y a un apport de nitrates dans le cours d'eau. Ce cas de figure se déroule en générale en période de basses eaux. Le deuxième cas de figure est l'alimentation des nappes par le cours d'eau, le niveau de nappe est inférieur à l'altitude du cours d'eau, il y a une infiltration des nitrates dans le cours d'eau. C'est le cas durant une inondation. Finalement, le dernier cas de figure est une déconnexion complète entre la rivière et l'aquifère. Le sol est imperméable et il n'y a aucun échange nappe-rivière. Il y aura principalement apport par lessivage des nitrates.

5. Les fonctions écologiques de régulation des nitrates : Processus de production, d'immobilisation et d'élimination des nitrates dans l'environnement

1. Les voies de production, de stockage et d'élimination des nitrates dans les cours d'eau

À l'image du cycle de l'azote se déroulant dans le sol, le cycle de l'azote se déroulant dans les cours d'eau au sein de la colonne d'eau et de la zone hyporhéique est constitué de plusieurs voies de production et d'élimination des nitrates.

Tout d'abord, les nitrates peuvent être introduits dans le cours d'eau à partir du lessivage et de l'érosion du sol, de pluies acides sous forme d'acide nitrique (HNO_3), d'un retour des nappes souterraines, ou d'une origine anthropique (effluent de stations d'épurations). Bien entendu ces entrées en nitrates peuvent être amplifiées par l'action de l'homme (fertilisation des terres, défrichage...). Les nitrates sont un produit du processus de minéralisation de la matière organique et plus exactement de l'azote organique et de nitrification à partir de l'ammoniaque. Enfin, les nitrates immobilisés ou stockés temporairement ou produits au sein dans zone hyporhéique peuvent être libérés dans la colonne d'eau par diffusion.

La capacité des cours d'eau à réguler les flux de nitrates est une fonction écologique dont dépend la qualité de l'eau dans l'environnement. Lorsqu'ils sont en excès, les nitrates entraînent un déséquilibre du fonctionnement de l'écosystème et engendrent des contaminations. L'élimination dépend d'interactions entre mécanismes physiques, chimiques et biologiques au sein du cours d'eau. Elle varie principalement en fonction d'un temps de résidence des molécules dans l'eau, les piégeant, les

immobilisant, plus ou moins longtemps dans le cours d'eau et/ou dans le sédiment et va également dépendre de processus biologiques et chimiques affectant le transfert et la transformation des nutriments.

Il existe également quatre voies d'élimination des nitrates. Premièrement, le processus de dénitrification se produit en milieu anaérobie et en présence de matière organique. Au sein des cours d'eau, la dénitrification a lieu dans la zone anaérobie des sédiments et dans les biofilms et constitue une perte nette d'azote pour le milieu aquatique (Iribar et al., 2008; Sabater et al., 2002; Teissier et al., 2007) Mc Clain et al. (2003) et Vidon (2010) ont développé le principe de « hot spots » et « hot moments » qui met en avant les périodes et les emplacements propices ou non à la dénitrification (Bernard-Jannin et al., 2015; Fabre et al., 2020). Au regard de ces conditions, certains paramètres des cours d'eau vont influencer la dénitrification tels que la morphologie des cours d'eau et la disponibilité en produit permettant les réactions. En effet, les caractéristiques hydrogéomorphologiques conditionnent le temps de résidence, la profondeur, les échanges avec la zone hyporhéique (Oraison et al., 2011; Dimitri Peyrard et al., 2011) ayant un fort impact sur l'oxygénation des milieux et la cinétique des processus de dénitrification. Par ailleurs, la disponibilité en matière azotée et en carbone organique est indispensable à la réaction de dénitrification même si un excès de nitrates peut a contrario limiter la dénitrification (Mulholland et al., 2009). La seconde voie d'élimination des nitrates est leur exportation vers l'aval. En effet, les nitrates sont transportés le long du cours d'eau. À la suite des périodes de crues, les nutriments peuvent être stockés sur les berges et les plaines inondables de façon plus pérenne (Ballais et al., 2011 ; Oeurng et al., 2010). Le troisième processus d'élimination vis-à-vis des eaux de surface, ou plutôt de stockage transitoire, est l'assimilation des nitrates par les producteurs primaires. À la mort des végétaux, les éléments accumulés sont remis en circulation par minéralisation de la matière organique (Mulholland et al., 2009). Ce processus permet d'éliminer une quantité de nitrates de la masse d'eau circulante. Finalement, le quatrième processus est un processus physico-chimique : l'adsorption. Ce phénomène décrit la capacité des nutriments à être mobilisés à court ou long terme au sein des sédiments. Cette forme de stockage transitoire est influencée par les capacités d'oxydoréduction du sédiment et par le régime hydraulique du cours d'eau. En effet, les crues remettent en suspension des particules qui étaient fixées. (Ballais et al., 2011; Newcomer Johnson et al., 2016).

Les deux premières sont des voies d'élimination permanente des nitrates du système tandis que les deux autres sont des stockages transitoires à plus ou moins long terme. L'ensemble de ces processus ayant lieu au sein de la colonne d'eau ainsi que de processus ayant lieu dans la zone hyporhéique contribue à l'élimination des nutriments par les cours d'eau permettant une amélioration de la qualité de l'eau et par conséquent le maintien « en bon état écologique » des écosystèmes aquatiques. Les caractéristiques hydrologiques, morphologiques, biologiques et chimiques de la rivière jouent potentiellement un rôle important. Par exemple, la perméabilité du fond du lit de la rivière peut favoriser les échanges entre la colonne d'eau et la zone hyporhéique pouvant ainsi piéger les nitrates entre les particules sédimentaires (D. Peyrard et al., 2011). Les échanges nappes-rivières existants peuvent aussi contrôler la concentration des nitrates dans le cours d'eau et le piégeage de ce dernier dans la nappe

alluviale sur un plus ou moins long terme. Si les processus d'élimination des nutriments au sein des cours d'eau sont aujourd'hui bien connus, leur quantification en un point donné et leur variabilité spatiale et temporelle à l'échelle du bassin versant restent cependant méconnues.

2. Les zones humides (plaine alluviale)

Le code de l'environnement (Article L211-1, 2006) « entend par zone humide les terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année ». Cette définition a été développée en 2016 pour faire suite à l'article L336-2 en ajoutant « les milieux humides dont la préservation présente un intérêt international au point de vue écologique, botanique, zoologique, limnologique ou hydrologique ». Au niveau international, la convention de Ramsar, relative à la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides et de leurs ressources, a adopté la définition suivante : « les zones humides sont « des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres ». C'est cette dernière définition qui est considérée par les scientifiques.

La conservation, la restauration et la création des zones humides dans le monde se développent et se justifient par les avantages en termes de SE que procurent ces zones humides. Une liste non exclusive des SE des zones humides serait : la conservation de la faune et de la flore, rôle de nurserie pour de nombreuses espèces, approvisionnement en matières premières telles que les poissons, le bois, des plantes médicinales, la stabilisation du microclimat, la régulation des inondations, l'alimentation des nappes souterraines et la régulation de la qualité de l'eau (Dungan, 1990; Maltby, 2009). Les zones humides sont même surnommées les « reins du bassin versant » (Mitsch and Gosselink, 2011). Une étude de Fisher et Acreman (2004) a montré que 80 % des zones humides, sur les 57 considérées, ont vu diminuer les flux d'azote grâce aux fonctions de rétention et que l'efficacité de rétention dépend du contexte hydrogéomorphologique. Ainsi, un marécage retiendrait davantage de nitrates et en produirait moins qu'une zone riparienne. L'abattement de l'azote d'une zone humide (Figure 13) sera favorisé par :

- La présence de haies en amont de la zone humide perpendiculaire à la pente, permettant de freiner le ruissellement et les pertes azotées ;
- Une concentration de nitrates pas trop élevée, sinon cela inhibe la dénitrification de N_2O en N_2 (Blackmer and Bremner, 1978);
- Un temps de résidence de l'eau dans la zone humide important, permettant une action plus forte des processus ;
- Une nappe fluctuante près de la surface, permettant la saturation en eau du sol favorisant la dénitrification ;
- Un sol riche en matière organique, source d'énergie pour la dénitrification ;

- Une végétation exploitée avec l'export de la matière première du bois. La fauche permet d'augmenter l'assimilation d'une prairie et limite la restitution au milieu.

Pour finir, la contribution d'une zone humide à l'abattement en N augmente avec l'ordre de Strahler croissant. Les zones humides ont globalement une capacité importante à diminuer les flux d'azote du bassin versant à la rivière, mais ce ne sont pas des stations d'épuration. En effet, les zones humides sont des milieux plutôt résilients, mais non indestructibles. Les concentrations continues d'azote très élevées entraînent la disparition d'espèces à croissance lente au détriment d'espèces à croissance rapide et donc une baisse de la biodiversité, une diminution de la capacité d'abattement en nitrates et enfin une production importante de protoxyde d'azote, gaz à effet de serre 300 fois plus « réchauffant » que le dioxyde de carbone (Smith, 2010).

Les zones humides sont des lieux d'activités agricoles (pisciculture, élevage, saliculture), de récréations (pêche, chasse, tourisme), et de régulation du cycle de l'eau et des polluants (épuration de l'eau, prévention des crues) (Maltby, 2009). Les zones humides représentent un réservoir de biodiversité et sont également reconnues pour leur rôle nourricier et protecteur pour de nombreuses espèces (Maltby, 2009).

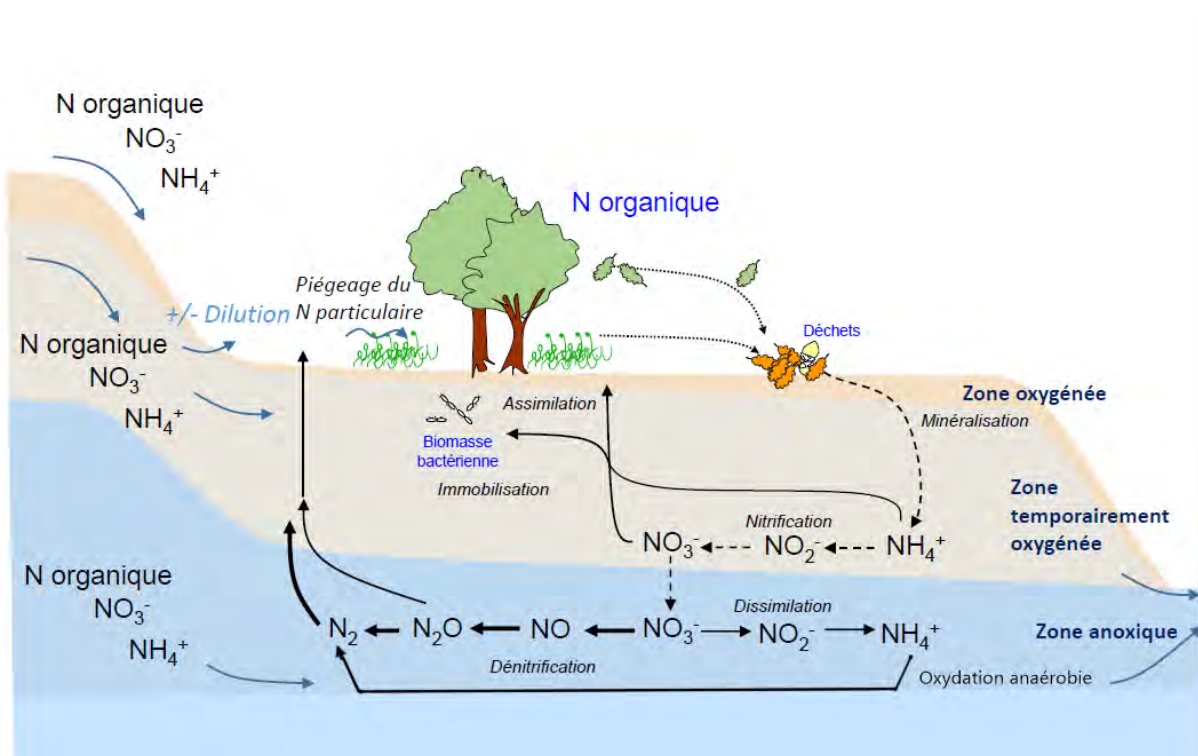


Figure 13: Cycle de l'azote permettant un abattement de l'azote au sein d'une zone humide (adapté de Dausse and Mérot (2014)).

3. Les fonctions écologiques liées aux nitrates permettant une régulation de la qualité des eaux

Le service écosystémique de régulation de la qualité de l'eau dans l'environnement est assuré, entre autres, par les fonctions de régulation des nitrates dans l'environnement, agissant au sein des cours

d'eau, mais également dans les sols du bassin versant (Grizzetti et al., 2016). Les fonctions de régulation des nitrates peuvent être divisées en deux catégories : (1) celles qui produisent des nitrates (NP); (2) celles qui éliminent ou immobilisent les nitrates (NR) (Haas et al., 2015; Müller and Burkhard, 2007). Ces fonctions de régulation des nitrates (NEF) sont permises grâce à des processus biogéochimiques ayant lieu au sein du cycle de l'azote présenté précédemment. Certains processus sont communs entre le cours d'eau et les versants et d'autres sont spécifiques au cours d'eau, par exemple l'effet du débit sur les nitrates.

Dans la littérature, de nombreuses études quantifient l'élimination et l'immobilisation des nitrates dans les versants et dans les cours d'eau. Certaines études se sont davantage concentrées sur la dénitrification (Burt et al., 1999 ; Harrison et al., 2011) ou l'assimilation par les plantes (Lu et al., 2018), tandis que d'autres se sont focalisées sur les quantités de nitrates retenues dans le système notamment par les sédiments et/ou les biofilms (Lassaletta et al., 2012; Teissier et al., 2008). Ces études ont parfois été menées à partir de l'analyse de données de terrain récoltées dans les zones humides (Sánchez Pérez et al., 1999) ou bien dans les rivières (Teissier et al., 2007). Le traçage isotopique (Sebilo et al., 2006; Wollheim et al., 2008) ou le traçage chimique (Martí et al., 2004) sont souvent utilisés pour quantifier les masses de nitrates retenues par des bilans de tronçons. Sur le terrain, les chambres benthiques peuvent être déployées (Teissier et al., 2007; Wang et al., 2018) pour quantifier le processus lié à l'élimination dans le benthos ou dans les sols. D'autres études utilisent la modélisation afin d'estimer l'élimination en nitrate. Ces modèles sont généralement localisés en simulant une zone d'étude restreinte (Montreuil et al., 2010; Sánchez Pérez et al., 1999), mais dans tous les cas ces modèles s'appuient sur des données ponctuelles spatialement et temporellement. Certaines études ont modélisé cette élimination en nitrates à grandes échelles, mais uniquement en quantifiant l'azote retenu dans les sols et en ne considérant pas les processus dans la rivière (Grizzetti et al., 2015; Lassaletta et al., 2012; Romero et al., 2016).

Dans la littérature, la quantification de la production en nitrates à l'échelle du bassin versant a beaucoup moins été rapportée. Les études existantes se penchent davantage sur le lessivage azoté d'origine urbaine et agricole (Amon-Armah et al., 2013; Arregui and Quemada, 2006; Hansen and Djurhuus, 1996; Jégo et al., 2008; Pérez et al., 2003; Plaza-Bonilla et al., 2015). D'autres essaient d'évaluer l'impact agricole et de sa gestion sur la ressource en eau (Lepistö et al., 2001; Mosier et al., 2013). L'ensemble des études existantes est tourné vers le contrôle et la gestion de l'apport azoté d'origine urbaine ou agricole, en tentant de comprendre comment l'excès d'azote peut être régulé. Les moyens techniques utilisés sont en général des enquêtes de terrain auprès des agriculteurs et l'utilisation de la modélisation pour quantifier les fuites de nitrates sous racinaires vers les nappes ou lessivés vers le cours d'eau.

En général, les études existantes n'utilisent pas une approche écosystémique du service de régulation et ne considèrent pas l'ensemble des fonctions simultanément. Zarnetske et al. (2011) se sont questionnés sur la dynamique de la production et de l'élimination des nitrates au sein de la zone hyporhéique en utilisant l'isotopie. Par ailleurs, rares sont les études s'intéressant à la fois aux processus

dans le cours d'eau et aux processus dans les sols. Quelques études ont souligné la part dérisoire dans le service d'épuration naturel des cours d'eau par rapport aux zones humides qui peuvent épurer entre 50 et 100 % des apports d'origine agricoles (Peyrard et al., 2008; Sánchez Pérez et al., 1999). Il est primordial d'avoir une approche écosystémique, en considérant tous les éléments physiques, chimiques et biologiques d'un écosystème, pour comprendre le service de régulation. La régulation est un équilibre en un lieu et un temps donné entre un ensemble des processus de production et d'élimination des nitrates dans l'environnement. Cet équilibre est bien entendu influencé par les activités humaines dans cet environnement et les aléas naturels.

Il a été démontré que ces NEF sont dépendantes des caractéristiques du paysage et du climat. Pérez et al. (2003) démontre que la dénitrification est dépendante de la densité bactérienne, de la concentration en carbone organique et des intrants en nitrate. La review de Saggar et al. (2013) discute de ces facteurs environnementaux influençant la dénitrification dans les sols (Figure 14). Ces facteurs ont une influence sur les processus du cycle de l'azote et aura donc par déduction également une influence sur l'ensemble des NEF dont la production en nitrate. La question est de savoir si ces mêmes facteurs environnementaux ont la même influence en considérant les NEF dans leur ensemble. En effet, comme expliqué précédemment une production et une élimination en nitrates peuvent avoir lieu à un même endroit voir simultanément. Il est alors intéressant de comprendre quel est le processus dominant entre lessivage ou rétention en nitrates du milieu en considérant le bilan de ces NEF. À partir des études menées précédemment j'ai pu distinguer les facteurs d'influence environnementaux et anthropiques ayant une influence sur chacune des NEF, résumé dans la figure 15. Certains facteurs ont à la fois un impact sur les fonctions écologiques dans le cours d'eau et dans la rivière. L'élimination et la rétention des nitrates est donc liée à la dénitrification (Groffman and Tiedje, 1989; Revsbech and Sørensen, 1990; Saggar et al., 2013), l'assimilation par les plantes (Colombo et al., 2015; Haas et al., 2015; Mello et al., 2017; van Goethem et al., 2016), le stockage temporaire (Hall et al., 2009; Martí et al., 2004) et l'effet de dilution (Bussi et al., 2017; Diamantini et al., 2018; Kim et al., 2016), ce dernier étant spécifique aux cours d'eau. Tandis que la production en nitrates dépend du lessivage des nitrates des sols (Amon-Armah et al., 2013; Hansen and Djurhuus, 1996; Pérez et al., 2003), du retour des nappes (Bernard-Jannin et al., 2015; Brunner et al., 2017), de l'entrée de nitrates via une origine anthropique (Mosier et al., 2013; Revel and Guirresse, 1995; Romero et al., 2013) et/ou naturelle (Probst et al., 1995; Smith and Wischmeier, 1962) et du processus de minéralisation (Bates et al., 2002; Valé et al., 2007).

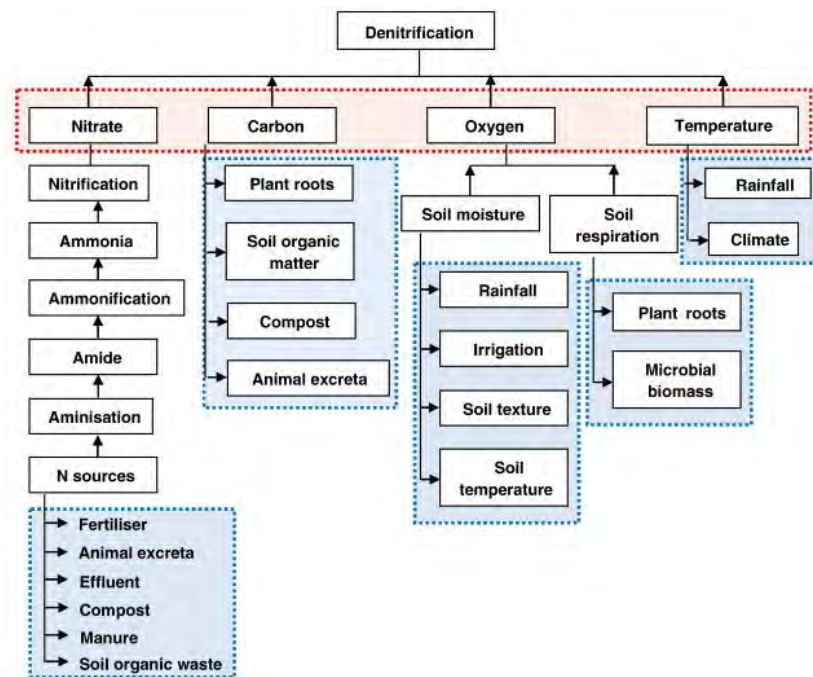


Figure 14: Facteurs influençant la dénitrification dans les sols (rouge : facteurs directs, bleus: facteurs indirects) tirés de Saggar et al. (2013).

En conditions naturelles, ces fonctions écologiques sont généralement équilibrées permettant le maintien d'un bon état écologique des écosystèmes (Martín-López et al., 2018). En cas de déséquilibre, il peut y avoir un déséquilibre temporaire ou permanent de l'écosystème. Si les fonctions écologiques de production des nitrates dominent, le milieu subira une pollution locale en nitrates, ce qui peut entraîner l'eutrophisation de l'écosystème (Ameziane et al., 1999). À l'inverse, si les fonctions écologiques d'élimination des nitrates sont trop importantes, cela peut provoquer le relargage de protoxyde d'azote dans le milieu, puissant gaz à effet de serre subsistant longtemps dans l'atmosphère, en cas de processus de dénitrification non complète (Beaulieu et al., 2011; Lashof and Ahuja, 1990), mais aussi entraîne un déséquilibre dans le réseau trophique, car les nitrates sont aussi source de nutriments pour les algues et les plantes. Il est alors primordial d'avoir une bonne compréhension de ces fonctions écologiques liées aux nitrates d'un milieu voire à l'échelle d'un bassin versant. Comprendre le fonctionnement de l'équilibre des NEF d'un écosystème dans l'espace et dans le temps permettra de comprendre la réponse de l'environnement à nos pressions anthropiques. La compréhension de ces NEF est encore à ces prémisses en laissant de nombreuses questions en suspens. Peut-il y avoir un équilibre des NEF à un endroit et à un instant donné ? Cet équilibre est-il dynamique dans le temps et est-il atteint en moyennant sur un espace et un temps donné ? Ces questionnements sont le cœur de cette thèse.

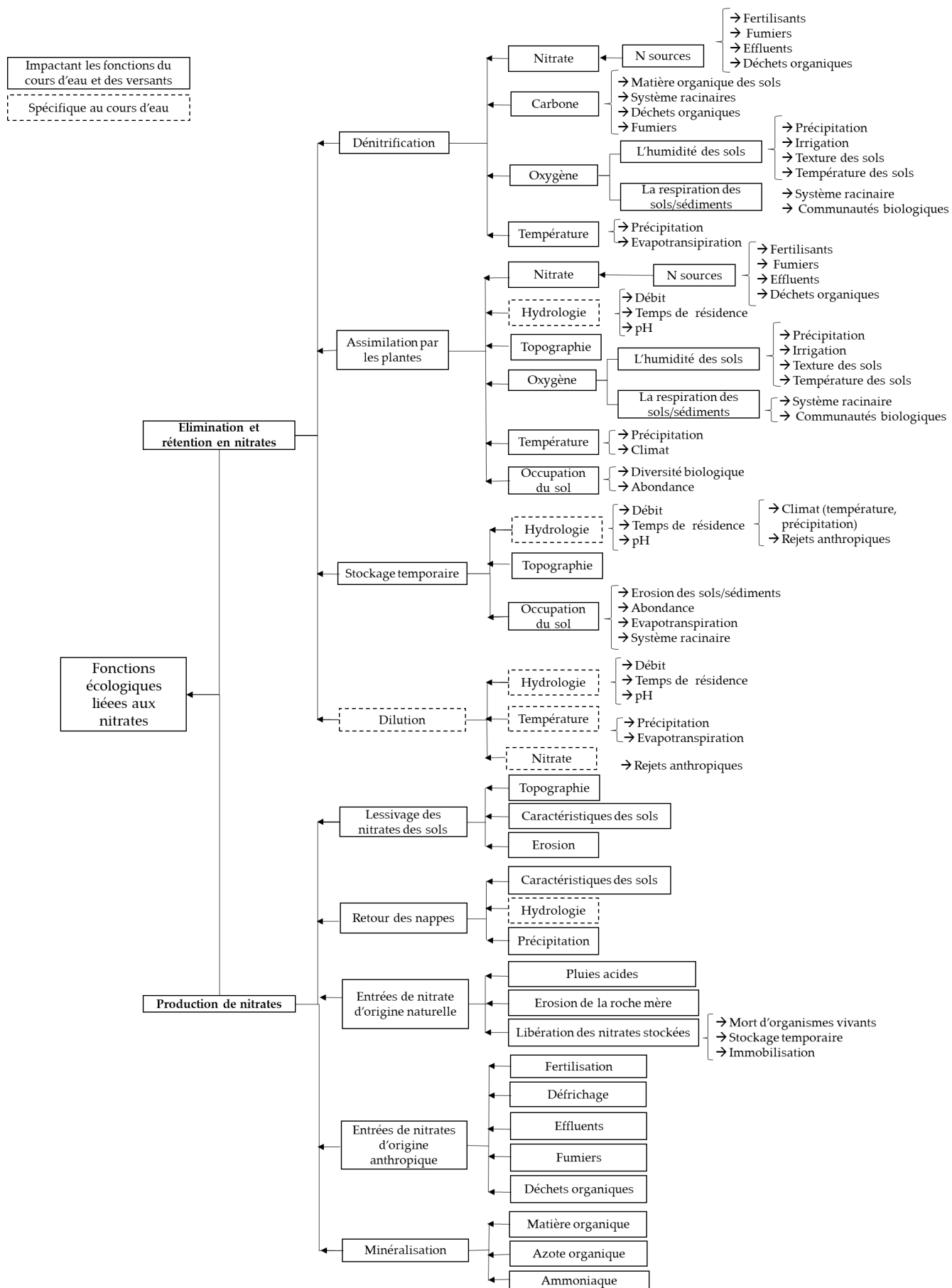


Figure 15: Facteurs influençant les fonctions écologiques dans les sols et dans les cours d'eau

C. Estimation des stocks et des flux de nitrates dans l'environnement

1. Les capacités des mesures terrains

La mesure des flux de nitrates au sein d'une zone d'étude se fait généralement par mesure des concentrations en nitrates et des débits. La quantification des stocks de nitrates dans les différents compartiments du bassin versant est une mesure plus délicate qui est calculée à partir des concentrations en nitrates des différents horizons d'une zone non saturée en eau. L'analyse des différents horizons et leur suivi dans le temps permettent d'avoir une idée approximative de la quantité des nitrates et de leur variabilité dans le sol. Les géologues s'accordent pour dire que les sols sont hétérogènes et peuvent changer de conditions physico-chimiques à quelques mètres de distances (Duchaufour et al., 2018). Ces analyses rendent la quantification des transferts des nitrates à l'échelle du bassin ou même à l'échelle parcellaire complexe. La vitesse de transfert de l'eau et donc des nitrates, éléments solubles dans l'eau, peut être estimée à partir de l'activité du « tritium » (Lucas and Unterweger, 2000). Le tritium est un isotope radioactif de l'hydrogène présent dans la molécule de l'eau. Le suivi de cet isotope permet d'estimer la vitesse moyenne de transfert de l'eau au sein des sols. Ces flux de nitrates sont mesurables dans les sols, mais également au sein d'un cours d'eau où l'estimation de flux de nitrates par masse d'eau est possible par suivi chimique (Sebilo et al., 2006; Wollheim et al., 2008) ou isotopique (Sebilo et al., 2006; Wollheim et al., 2008). Les protocoles suivent quasiment les mêmes principes. Une quantité de nitrates est injectée en un point A à l'instant 0 et les expérimentateurs observeront le passage des nitrates en un point B situé en aval du point A durant un laps de temps t. Une partie des nitrates sera transportée vers l'aval, une partie sera retenue dans la zone hyporhéique, une partie sera dénitrifiée et une partie sera transférée à la nappe.

Il est alors intéressant de se focaliser sur la quantification d'un seul processus. Il est en effet possible de quantifier les fonctions de dénitrification (Burt et al., 1999 ; Harrison et al., 2011), d'assimilation par les plantes (Lu et al., 2018) ou encore de rétention dans le système notamment par les sédiments et/ou les biofilms (Teissier et al., 2008). Ces processus ont parfois été mesurés dans les sols (Sánchez Pérez et al., 1999), parfois dans les cours d'eau (Teissier et al., 2007). Les processus de dénitrification sont généralement mesurables à partir de chambres benthiques déployées (Teissier et al., 2007; Wang et al., 2018). Les processus d'assimilation par les plantes sont multiples à partir de mesures de suivis isotopiques (Merigout, 2006), de mesures de l'activité de l'enzyme nitrate réductase (Navarro et al., 2003; Wany et al., 2020), permettant de transformer les nitrates absorbés en nitrite, ou une quantification de l'activité des systèmes de transport actif couplé à une H⁺/ATPase nécessaire à l'assimilation des nitrates par la plante (Crawford and Glass, 1998; Kronzucker et al., 1998).

Il est donc possible de suivre les flux de nitrates à l'échelle parcellaire (Morvan et al., 1996; Tournebize et al., 2008), mais ce suivi à l'échelle du bassin versant n'est pas envisageable. En effet, il est impossible d'avancer les moyens techniques, financiers et humains pour mesurer les flux de nitrates en tout point de l'espace et dans le temps à l'échelle d'un bassin versant et encore moins d'une zone géographique tel que le Sud-Ouest européen. Le recours à la modélisation est alors essentiel.

2. Les capacités de la modélisation

1. Un modèle... À quoi ça sert ?

« To an observer B, an object A* is a model of an object A to the extent that B can use A* to answer questions that interest him about A. » (Minsky, 1965). (*Pour un observateur B, un objet A* est un modèle d'un objet A dans la mesure où B peut utiliser A* pour répondre à des questions qui l'intéressent au sujet de A*)

La définition de Marvin Minsky d'un modèle permet de visualiser l'intérêt d'un modèle. Souvent un modèle permet de reproduire une représentation simplifiée de la réalité, mais pas systématiquement. Varenne & Silberstein (2013) reviennent sur l'épistémologie du terme modèle et déterminent 20 fonctions des modèles qui peuvent être réunis en cinq catégories. Le modèle a pour fonction de :

- Faciliter une observation, une expérience ou une expérimentation ;
- Permettre une présentation intelligible d'un sujet parfois très complexe par une conceptualisation ou une représentation mentale ;
- Simplifier une théorisation ;
- Faciliter la formulation du questionnement, mais pas forcément celle de la réponse ;
- Faciliter une prise de décision.

Un modèle souvent assure une ou plusieurs de ces fonctions. Il existe des modèles dans l'ensemble des disciplines et notamment en environnement et en écologie. Ces modèles permettent de décrire et d'expliquer des phénomènes naturels afin de prédire un comportement, d'influencer ce comportement (comprendre l'impact du changement climatique) et d'inspirer un phénomène (modèle empirique, extrapolation du « vu dans la nature », très utilisée en ingénieries). Dans la majorité des cas, l'expérimentation va permettre de fournir une réponse qualitative ou quantitative qui sera localisée et ponctuelle. L'expérimentation peut rapidement devenir onéreuse et est même parfois impossible. Un modèle va permettre de « combler » ce manque en fournissant une réponse quantitative qui se fonde sur les résultats des expérimentations et sur des équations mathématiques. Chaque modèle est spécifique et se fonde sur une structure.

Il existe trois grandes structures de modèles (Christian Refsgaard et al., 2010) statistiques, conceptuels et mécanistiques. Le modèle statistique est utilisé dans une démarche déductive à partir d'hypothèses émises sur les variables. Les lois de distribution existantes permettent alors de tirer des conclusions ou non sur les hypothèses de départ. Un modèle mécanistique, quant à lui, utilise une description la plus exhaustive possible des processus composant un système. Enfin, les modèles conceptuels peuvent être divisés en deux sous-groupes : à base physique et à base empirique (ou fonctionnelle). Les modèles conceptuels à base physique se fondent sur des lois physiques et mathématiques pour décrire le phénomène. Les modèles conceptuels empiriques traduisent des processus et s'opèrent suivant le schéma décrit. Une calibration de ce type de modèle est obligatoire avant toute application. L'inconvénient principal des modèles de type conceptuels et mécanistiques est

qu'ils présentent de nombreux paramètres. La plupart des modèles utilisés dans le domaine de l'environnement et de l'écologie sont des modèles hybrides couplant plusieurs structures de modèle en son sein.

La modélisation apporte de nombreuses informations, mais doit être utilisée avec précaution. Un modèle est construit sur des hypothèses et son application est possible dans un domaine de validité. L'interprétation des résultats d'un modèle doit donc toujours prendre en compte les hypothèses de départ et le domaine d'application. C'est pourquoi le choix d'un modèle est crucial et dépend des objectifs pour lesquels il a été construit et développé.

2. Les approches en modélisation hydrologique

Dès lors que l'on s'intéresse à des problématiques en lien avec les gestions de la ressource en eau, l'aménagement du territoire ou la gestion des risques naturels, la modélisation hydrologique d'un bassin versant devient nécessaire. Initialement, la modélisation hydrologique a été mise en place afin de fournir des informations permettant une bonne gestion hydrologique et écologique, le dimensionnement d'un ouvrage hydraulique ou la prévision des crues.

Un modèle hydrologique n'est qu'une simplification d'un système complexe, celui du cycle de l'eau dans son bassin versant (Payraudeau, 2002). De nombreux modèles hydrologiques existent ayant chacun leurs typologies, spécificités et domaines d'application. Le table 1 présente quelques exemples de modèles hydrologiques existants. Un modèle hydrologique est constitué de cinq éléments (Figure 16) : la géométrie du bassin versant, les entrées du modèle, les lois de formalisation des processus, l'état initial, les conditions limites du modèle et enfin les sorties du modèle (Singh, 1995). Un modèle hydrologique se définit par plusieurs typologies (Table 1) : la description des processus (empiriques/mécanistiques/conceptuels), la spatialité (globale/distribuée), la temporalité (statique/dynamique) et la méthode de résolution des processus (stochastique/déterministe).

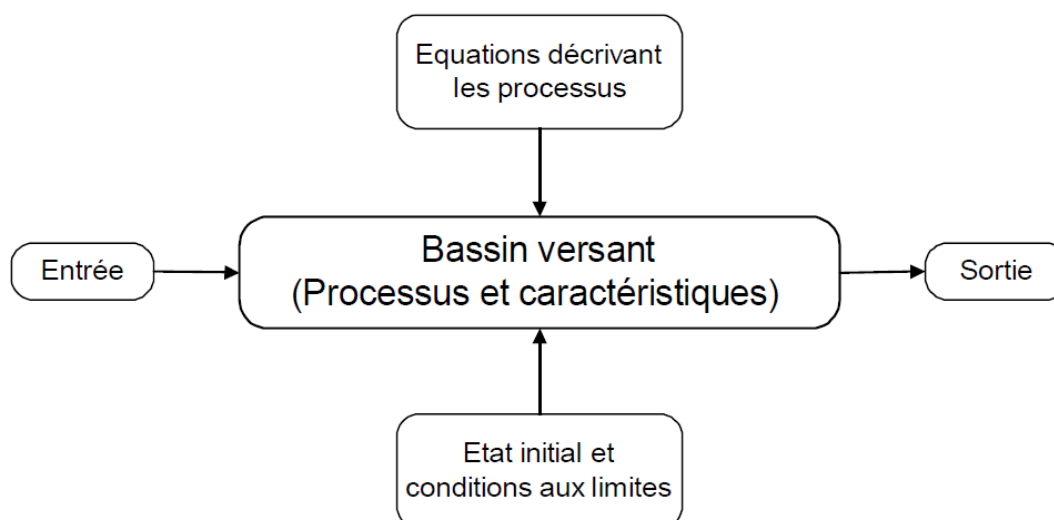


Figure 16: Composants d'un modèle hydrologique d'après Singh (1995)

Le choix d'un modèle hydrologique est lié aux composantes hydrologiques que l'étude cherche à reproduire, mais également aux échelles spatio-temporelles choisies. Ce choix dépend des objectifs de l'étude, de la disponibilité des données, du niveau de complexité du modèle, et de la performance du modèle. Grayson et al. (2002) schématise cette relation conceptuelle (Figure 17). L'objectif est de trouver le point d'équilibre ou l'optimum entre ces trois variables. Si la complexité du modèle dépasse l'optimum, les paramètres du modèle, trop nombreux, deviennent difficiles à caler correctement et les performances du modèle sont réduites. Inversement, un modèle simple ne pourra pas exploiter l'ensemble des données disponibles, il y a une perte d'informations. L'objectif est donc d'atteindre l'optimum de complexité du modèle par la richesse des données disponibles en fonction de l'objectif attendu. C'est ce qu'on appelle les étapes de calibration et de validation.

Une fois le modèle choisi, il est primordial de procéder à la vérification du modèle avant d'entamer les étapes de calibration et de validation. Le modélisateur doit vérifier le fonctionnement du modèle pour l'ensemble des pas de temps envisagé (journalier, mensuel, annuel...) et pour des conditions extrêmes. Cette vérification permet de détecter les erreurs susceptibles d'entraîner des résultats inexacts.

L'étape de calibration a pour objectif de déterminer les paramètres afin de se rapprocher au mieux des données d'observations. Cette opération peut être manuelle ou automatique ou les deux, via une procédure d'optimisation de critères déterminés. L'étape de calibration est capitale et elle peut se faire de différentes façons. En général, un modèle peut être calé à partir de plusieurs jeux de paramètres optimaux. Il existe en effet une famille de solutions donnant des résultats de qualités similaires. C'est le problème « d'équifinalité », défini par Beven (1993). L'exploration des gammes de simulations possibles est en général effectuée par différentes statistiques, par exemple, la méthode GLUE – Generalized Likelihood Uncertainty Estimation – utilisant les réalisations Monte-Carlo (Beven and Binley, 1992) ou encore SUFI-2 - Sequential Uncertainty Fitting - basée sur une combinaison entre l'optimisation des paramètres et l'analyse d'incertitude (Karim C. Abbaspour et al., 2004). Ces méthodes permettent de définir l'intervalle de confiance, d'estimer les erreurs et les incertitudes de la procédure de calibration. Cependant, ces méthodes nécessitent un temps de calcul très élevé. Dans tous les cas, l'étape de calibration du modèle se base en premier lieu sur la connaissance du milieu étudié à dire d'expert et/ou des hypothèses émises pour orienter la calibration à des fins d'équifinalité.

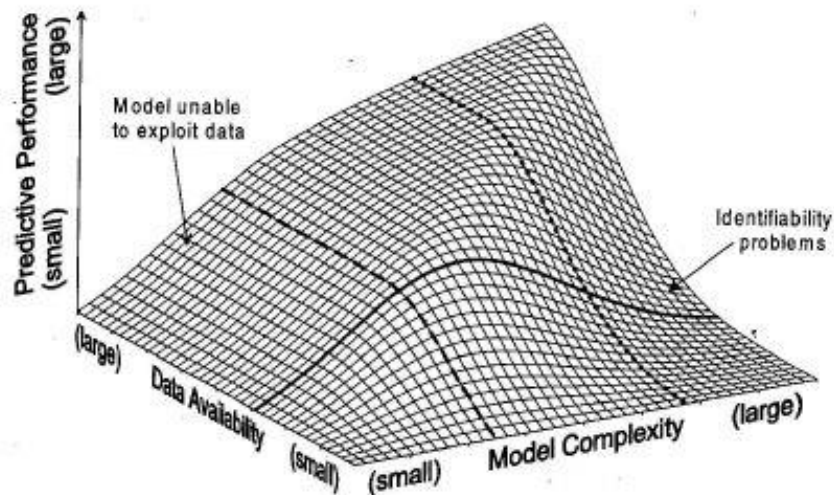


Figure 17: Schéma de la relation entre la complexité d'un modèle, la disponibilité d'information et l'efficacité de prédiction (Grayson et al., 2002)

L'étape de validation permet (1) de vérifier l'équifinalité du jeu de paramètres du modèle sur des jeux de données entrées/sorties différentes de celles qui ont servi à la calibration et (2) de donner un domaine de validité à l'application du modèle calibré. Elle consiste à vérifier la reproductibilité des performances des résultats à partir des paramètres calés. Elle se fait à partir d'une série de données qui n'a pas été utilisée durant la période de calage. En général, une validation se fait à une station utilisée durant la calibration, mais sur une période de temps différente et au moins équivalente, voire supérieure. Si le modèle est validé, il peut être appliqué pour simuler le futur. On parle alors de périodes de calibration et de période de validation.

La modélisation hydrologique distribuée ou semi-distribuée comporte des problèmes d'échelle, de calage et d'incertitude. La distribution spatiale et temporelle dans l'étude d'un bassin versant doit être considérée (Ambroise, 1998) étant donné qu'un bassin versant possède une grande diversité spatiale dans les processus (continuum fluvial, sols, aquifère, montagnes, etc ...) et temporelle avec les épisodes de crues, d'étiages... Les processus même se produisent à des échelles spatio-temporelles différentes. Les modèles actuels considèrent les variables climatiques comme la précipitation, température de l'air ... comme les variables de forçage les plus importantes étant donné qu'elles fluctuent dans le temps et à travers le bassin versant. À la suite d'un événement climatique comme un épisode de précipitation, des processus hydrologiques se déclenchent, mais sont décalés dans le temps. En effet, le temps d'écoulement de l'eau sera plus important en cas d'infiltration et d'écoulement souterrain que pour un écoulement de surface. Ces processus d'écoulement seront également influencés par la pédologie et l'occupation du sol, mais aussi par la structure morphologique du bassin versant. Un sol argileux va se gorger en eau et retenir l'eau plus longtemps que pour un autre type de sol. De même, un sol nu va avoir tendance à accélérer le ruissellement. Les variables de forçage de température et de radiation solaire vont également avoir un effet sur plusieurs processus tel que l'évaporation et la transpiration ou encore la fonte des neiges, processus variant dans le temps et dans l'espace.

Lors de la mise en place d'un modèle, le modélisateur doit aussi prendre en compte l'échelle d'observation. En effet, Blöschl and Sivapalan (1995) définissent deux notions d'échelle : l'échelle des processus et l'échelle des observations. L'échelle des processus n'est pas contrôlable étant donné que c'est l'échelle à laquelle les phénomènes naturels se produisent. L'échelle des observations est libre, mais est limitée par les techniques de mesure et des questions de logistique. L'utilisateur, afin de pouvoir paramétrer son modèle de façon discrétisée et/ou globale, va devoir prendre en compte les échantillonnages existants, ou à mettre en place afin de permettre de caler et de valider le modèle.

L'étape de paramétrisation augmente les incertitudes du modèle essentiellement dû à la non-linéarité des équations d'écoulement avec les mesures terrain, d'où l'importance souvent d'adapter les mesures pour les besoins de la modélisation. Les paramètres n'ont pas une relation directe avec les observations complexifiant le processus de calibration. De plus, la conceptualisation du bassin versant dépend des paramètres et des données de forçage du modèle. La validité du modèle dépend également alors de la précision des données de forçage (pluie, humidité) à représenter l'état ou le comportement d'une surface (Gnouma, 2006). C'est pourquoi il est primordial d'effectuer une étude de sensibilité des paramètres, mais aussi des données de forçage et/ou d'entrée du modèle et d'évaluer les incertitudes du modèle.

3. Modélisation hydrologique

Les approches de modélisation sont diverses et il existe de nombreux modèles hydrologiques appliqués dans le monde entier. Étant donné que cette étude a pour objectif de travailler à l'échelle d'un bassin versant, il est nécessaire de se concentrer sur les modèles hydrologiques à larges échelles. Kauffeldt et al. (2016) énumèrent 24 modèles, qui ont été appliqués à l'échelle mondiale ou européenne, ainsi que leurs avantages et leurs inconvénients afin de servir d'aide à la décision. Certains se focalisent sur les écoulements de surface, c'est le cas des modèles OTIS (Morrice et al., 1997), H-TESEL (ECMWF, 2014), ou encore MASTIRO (Takata et al., 2003). D'autres modèles, comme MODFLOW (Harbaugh and McDonald, 1996), se concentrent sur les écoulements souterrains. Néanmoins la majorité des modèles hydrologiques de larges échelles tentent de modéliser plusieurs compartiments du cycle de l'eau. Certains modélisent les transferts entre l'atmosphère et la surface de sols (TOPLATS, Bormann, 2006) d'autres se focalisent sur le transfert aux océans, ou d'autres encore se focalisent sur le cycle de l'eau uniquement dans les compartiments terrestres et aquatiques du bassin versant. C'est le cas des modèles E-HYPE (Lindström et al., 2010), WaterGAP (Alcamo et al., 2003), Mac-PDM (Gosling and Arnell, 2011), mHM (Samaniego et al., 2014), MOHID (Braunschweig et al., 2004), SWAT (Arnold et al., 1998) et SWIM (Krysanova et al., 1998). La majorité de ces modèles sont valides à une échelle locale, d'un bassin versant, voire d'un continent.

Les modèles SWAT (Abbaspour et al., 2015), E-HYPE (Lindström et al., 2010), Mac-PDM (Gosling and Arnell, 2011), WaterGAP (Verzano et al., 2012) et mHM (Samaniego et al., 2014) ont déjà été appliqués à l'échelle du continent européen. D'autres modèles hydrologiques arrivent à modéliser un bassin versant. La complexité des modèles varie de la plus simple, modèle empirique (GR4J ; Perrin

et al., 2003), à la plus complexe (ISBA-MODCOU ; Voirin-Morel, 2003) en passant par des modélisations « intermédiaires » (CEQUEAU; Dupeyrat et al., 2008 ; SWAT; Grusson, 2016).

4. Modélisation des flux de nitrates

Il existe de nombreux modèles hydrologiques, mais peu d'entre eux intègrent le cycle de l'azote dans sa globalité. Identifier et quantifier les différentes voies de transfert et de transformation de l'azote permet d'avoir une idée de la cascade de l'azote à l'échelle d'un bassin versant. Plusieurs modèles ont été développés afin de modéliser les flux d'azote dans les différents compartiments d'un bassin versant à différentes échelles spatiales et temporelles. Certains modèles utilisent des régressions simples pour simuler des flux moyens annuels à l'exutoire d'un bassin versant (Global-NEWS, Dumont et al. (2005) ; Moneris, Behrendt (2002), Polflow, Wit (2001) ; Sparrow, Preston et al. (2009)), ou pour extrapoler des séries temporelles (LOADEST, Runkel et al. (2004)). D'autres modèles vont avoir une approche mécanistique précise du cycle de l'azote en considérant la variation spatiotemporelle au sein d'une zone d'étude comme c'est le cas pour QUAL2E (L. C. Brown and Barnwell, 1987), TOPLATS (Bormann, 2006), MODFLOW (Harbaugh and McDonald, 1996), ISBA-MODCOU (Voirin-Morel, 2003). D'autres modèles distribués et dynamiques vont avoir une approche conceptuelle ou hybride permettant de simplifier le cycle de l'azote et de le considérer à l'échelle d'un bassin versant. Nous pouvons notamment citer Riverstrahler/Sénèque (Billen et al., 1994), (TRK)/HBV-NP (Arheimer, 1998), SWAT (Arnold et al., 1998), Inca (Whitehead et al., 1998), MOHID (Braunschweig et al., 2004), N_EXRET (Lepistö et al., 2001). Certains de ces modèles fonctionnent à partir d'un modèle unique tandis que d'autres sont créés à partir d'un couplage de modèles. Le projet EUROHARP (Kronvang et al., 2009) a notamment comparé neuf modèles simulant le cycle de l'azote au sein de 17 bassins versants. L'étude a démontré qu'aucun modèle n'était supérieur à un autre en termes de performance. La plupart des modèles reproduisent de façon raisonnable le débit et les flux de nitrates à l'exutoire. Cependant, les fonctions écologiques d'élimination de nitrates sont considérées de façon très différente d'un modèle à l'autre. En effet, certains modèles quantifient l'export de nitrates à partir d'un bilan de masse à l'exutoire d'un bassin tandis que d'autres modèles ajustent le processus d'élimination au sein de chaque sous-bassin. Le choix du modèle se fait donc au cas par cas en fonction du bassin versant étudié, des objectifs de l'étude, de la disponibilité des données, des limites du modèle et de l'expertise du modélisateur.

Chapitre 1 : Introduction générale

Table 1: Typologies de classification d'un modèle.

Typologie de modèles	Descriptions	Avantages	Inconvénients	Exemples
Structures d'un modèle				
Modèles empiriques	Basés essentiellement sur des observations, ces modèles établissent un lien entre les variables à expliquer et les variables explicatives. Ils ont un fonctionnement dit de "boîte noire".	Modèles simples, facilement applicables	Difficile à extrapoler en dehors de leurs domaines de validité	Les modèles de réseaux de neurones (Dawson et al., 2006), modèles pluies débits (GR4J, Perrin et al., 2003)
Modèles mécanistiques	Basés sur des lois physiques.	<ul style="list-style-type: none"> • Modélisation mathématique des processus, • Très adaptés à de petites échelles, • Domaine de validité et reproductibilité plus large 	Présentent beaucoup de paramètres, nécessitent souvent beaucoup de données pour la phase de calibration	MOHID (Braunschweig et al., 2004), TOPLATS (Bormann, 2006); MODFLOW (Harbaugh and McDonald, 1996), ISBA-MODCOU ; Voirin-Morel, 2003), QUAL2E (L. C. Brown and Barnwell, 1987),
Modèles conceptuels	Basés sur des relations simples représentant les processus. La structure doit être définie au préalable avant de calibrer les paramètres du modèle	Études à large échelle spatiale et temporelle.	Nécessité de calibrer les paramètres pour chaque cas d'étude à partir d'un grand nombre d'observations	CEQUEAU (Charbonneau et al., 1977), Riverstrahler/Sénéque ; H-TESSSEL (ECMWF, 2014)
Modèles hybrides	Modèles intégrant différentes typologies de modèle permettant d'allier les avantages de chaque modèle. C'est le cas des modèles conceptuels à base physique ou des modèles conceptuels empiriques	Se basent sur des observations en s'affranchissant du domaine de validité.	Nombre relativement important de paramètres Problème d'équifinalité	SWAT (Arnold et al., 1998) E-HYPE (Balsamo et al., 2009), Mac-PDM (Arnell, 1999), WaterGAP (Verzano et al., 2012), mHM (Samaniego et al., 2014), Inca (Whitehead et al. , 1998)
Représentation de l'espace d'un modèle				
Modèle global	Une seule unité est considérée	Adaptés aux processus empiriques	Aucune variation spatiale	LOADEST (Runkel et al., 2004), Global-NEWS models (Dumont et al. , 2005), Moneris (Behrendt, 2002)
Modèles distribués	Représentation précise de la variabilité spatiale du modèle couramment effectué par une analyse raster	Grandes variabilités spatiales dans les données d'entrée, les processus, les conditions limites et les caractéristiques du domaine	Simplification des variables et des paramètres due aux manques de données de validation (Beven et al., 2011) Lourd en traitement de calculs	MOHID (Braunschweig et al., 2004), N-EXPER (Lepistö et al ., 2001)
Modèles semi-distribués	Combinaison entre un modèle global et distribué. Spatialisé, mais de façon continue. Le domaine d'étude est discrétisé à une échelle jugée utile par le modélisateur	Prise en compte de la variabilité spatiale. Moins de données d'observation nécessaire à la calibration Traitement de calcul allégé	Tendance à élargir le domaine de validité facilement	Hydro:mHM (Samaniego et al., 2014) both : SWAT (Arnold et al., 1998), Green (Grizzetti et al ., 2005), (TRK)/HBV-NP (Arheimer et al., 1998)

Table 1: cont.

Typologie de modèles	Descriptions	Avantages	Inconvénients	Exemples
Incertitudes d'un modèle				
Modèles stochastiques	Une variable d'état ou d'entrée suit des lois de probabilités	Représentation de l'incertitude du processus, prise en compte de l'aléatoire	Nombreuses méthodes,	Analyse factorielle des correspondances pour estimer les crues (Brikiundavyi et al., 1997), Méthode Krieage (Étude de variables distribuées dans l'espace)
Modèles déterministes	Déterminé à partir de lois connues, des paramètres et d'un jeu de données	Simple d'utilisation et pas besoin à priori de calibrer	Attention à sa mise en œuvre, et nécessite parfois de nombreuses données d'entrée	LOADEST (Runkel et al., 2004)
Modèles hybrides	Des modèles mixtes déterministes stochastiques existent intégrant des modèles d'erreurs stochastiques dans un modèle déterministe			MATSIRO (Takata et al., 2003) WaterGAP2 (Alcamo et al., 2003)
Discretisation temporelle d'un modèle				
Modèle statique	Les variables d'état ne dépendent pas du temps		Nécessité de connaître l'état initial du modèle	Geological modeling (Fanchi et al., 2018)
Modèle dynamique	Les variables d'état dépendent du temps		Nécessitent les conditions initiales et des données de forçages en dynamiques en adéquation avec le pas de temps de calcul.	SWAT (Arnold et al., 1998)

5. Le concept de modélisation des services écosystémiques et des fonctions écologiques en modélisation

Au fil des années, la question des services écosystémiques et de leurs intérêts a évolué dans nos sociétés jusqu'à prendre une ampleur institutionnelle et politique (Vannier et al., 2017). La loi sur la biodiversité 2016 (*Loi n° 2016-1087- Article 118*, 2016) en France oblige les acteurs à prendre en compte les services écosystémiques dans leur gestion territoriale. La cartographie des services écosystémiques à travers les paysages d'un bassin versant est alors devenue un des éléments-clés pour la prise de décisions, par exemple pour orienter les sites à conserver et ceux à restaurer. Les modèles permettant de représenter ces services se développent alors. La majorité des modèles utilise alors comme proxy l'occupation du sol afin d'évaluer la répartition spatiale de l'intensité d'un service, mais cette analyse est limitée de par la variabilité interannuelle existant, et des limites de la typologie des cartes d'occupation (Vannier et al., 2017). D'autres modèles utilisent des couplages de modèles prenant en compte l'ensemble des processus d'un milieu pour des approches multiservices (Momblanch et al., 2016; Shoyama et al., 2017). Les services de production, de régulation, culturels et de support sont modélisés par différentes méthodes. Malgré le fait que cette modélisation est critiquée étant donné qu'elle est parfois limitative du potentiel de l'environnement (Goldman and Tallis, 2009), elle reste pour l'heure l'un des meilleurs moyens d'exprimer l'apport de la nature dans notre société et l'intérêt de sa préservation. Par ailleurs, l'évaluation d'un service écosystémique se fait en consensus avec les scientifiques, les gestionnaires et les décisionnaires (Cord et al., 2017). Cette évaluation est, en théorie, une aide à la décision pour les gestionnaires qui prendront une décision de la gestion de leur territoire. Cette gestion du territoire aura sur le plus ou moins long terme une influence sur les services écosystémiques qui pourront alors être de nouveau évalués (Figure 18)(Martínez-López et al., 2019).

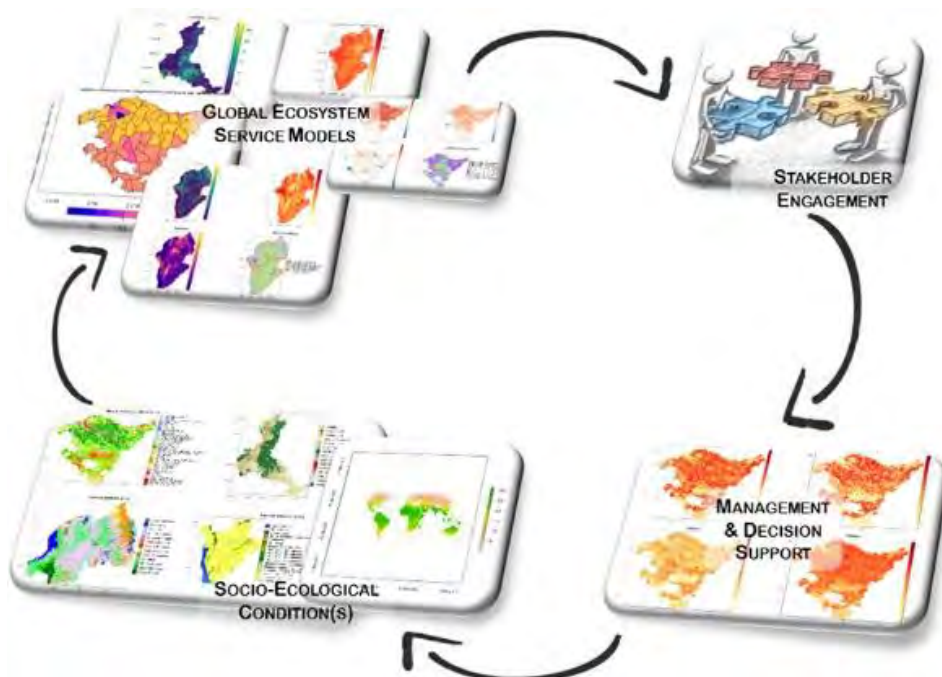


Figure 18: Schéma de l'influence potentielle de la modélisation des services écosystémiques tirés de Martínez-López et al. (2019)

L'évaluation de ces services écosystémiques et leur définition peut être abordée de différentes manières (Lamarque et al., 2011), mais nécessite la prise en compte d'indicateurs. De nombreux indicateurs ont été utilisés à ce jour pour évaluer l'ensemble des services écosystémiques (Clec'h et al., 2016; Maes et al., 2016; Mouchet et al., 2017). Afin d'évaluer le service de régulation de la qualité de l'eau, les indicateurs les plus fréquemment utilisés sont les fonctions écologiques du milieu aquatique et des zones humides permettant de tenir compte à la fois des pressions naturelles et anthropiques subies par le milieu ainsi que l'efficacité des processus existants (Doherty et al., 2014; Grizzetti et al., 2016; Maltby, 2009; Momblanch et al., 2016). Plusieurs indicateurs existent et tous ne quantifient pas des fonctions écologiques. Certains sont des indicateurs indirects tels que le pourcentage de forêt riveraine ou de zones humides (Grizzetti et al., 2015; Maes et al., 2016; Sferratore et al., 2008) - plus ce pourcentage sera élevé, plus les processus seront importants – tandis que d'autres sont des indicateurs directs comme le taux de rétention en nitrates (Billen et al., 2018) ou la concentration en nitrates (Wagenschein and Rode, 2008). Les indicateurs directs de régulation de la qualité de l'eau correspondent au service réellement rendu par l'écosystème - par exemple le taux de rétention en nitrates ou en sédiments, la quantité dénitrifiée, la conservation des sols- ou reflètent la quantité de service dont on aurait besoin pour répondre à notre demande, c'est-à-dire pour inhiber notre impact (rejet, érosion), par exemple l'indicateurs représentant la qualité de l'eau ou la concentration en polluant.

Le service de régulation de la qualité de l'eau est permis par de nombreuses fonctions écologiques comme la rétention en sédiment, l'élimination et la rétention en nitrate, la régulation de la biomasse algale et bactérienne... Cette thèse se consacre uniquement sur la fonction écologique de régulation des nitrates qui représente une part de l'ensemble du service de la qualité de l'eau.

L'évaluation des NEF régulant la qualité de l'eau (Figure 15) permet ainsi de quantifier la pression anthropique (Grizzetti et al., 2017) ou des nutriments (Maes et al., 2012; Romero et al., 2016), l'intérêt de ces fonctions dans notre société (Felipe-Lucia et al., 2015a) et leur monétarisation (Grossmann, 2012; Momblanch et al., 2016). La quantification des fonctions écologiques se fait à partir de modèles hydrobiogéochimiques prenant en compte les pressions anthropiques et les cycles des nutriments tels que SWAT (Francesconi et al., 2016), RiverStrahler (Garnier and Billen, 2007), Green (Grizzetti et al., 2008), Inca (Wade et al., 2002)...

D. Problématique scientifique et questions de recherche

1. Problématique et objectifs

Le service de régulation de la qualité des eaux est évaluable à partir d'indicateurs directs ou indirects quantifiant les contributions de la nature à ce service. Ces contributions sont de différents ordres : régulation des sédiments, conservation des sols, régulation de la biomasse et enfin régulation des nitrates. Cette thèse se concentre sur la régulation des nitrates dans les cours d'eau et des fonctions écologiques associées.

Les fonctions écologiques majeures dans la régulation des nitrates (NEF), i.e. consommation en nitrates (NR) et production en nitrates (NP), sont influencées par des facteurs anthropiques et environnementaux amplifiés par l'impact du changement climatique, en particulier durant les périodes de basses eaux où les concentrations en nitrates sont élevées. Jusqu'ici, la majorité des études scientifiques s'est concentrée sur un seul des processus des NEF, en général le processus de dénitrification, sur un site d'étude localisé. Ces processus sont en général mesurés in situ, mais aucune quantification à large échelle des NEF en considérant simultanément les fonctions NP et NR n'a encore jamais été proposée. Une compréhension à l'échelle du bassin versant voire à plus grande échelle en considérant l'ensemble des NEF terrestres et aquatiques n'a jamais été mise en œuvre à ce jour et semble primordiale.

Cette thèse étudie alors le bilan net en nitrates (NNB) entre les fonctions NR et NP comme indicateur global des NEF. Comprendre le fonctionnement de l'équilibre des NEF d'un écosystème dans l'espace et dans le temps (Chapitre 3) permettra de comprendre la réponse de l'environnement à nos pressions anthropiques qui s'accroissent dans le temps. Ces fonctions sont dépendantes de facteurs d'influence environnementaux et anthropiques que ce soit dans le cours d'eau (Chapitre 3A) ou dans les sols (Chapitre 5A). En particulier, la modélisation des processus NR est complexe. Il n'existe pas à ce jour de modèle simple permettant de prédire l'élimination en nitrates au sein d'un cours d'eau à partir de facteurs simples à obtenir (Chapitre 3B). La compréhension de ces NEF est encore à ces prémisses en laissant de nombreuses questions en suspens. Peut-il y avoir un équilibre des NEF à un endroit et à un instant donné (Chapitre 3A et 5A) ? Cet équilibre est-il dynamique dans le temps et est-il atteint en moyennant sur un espace et un temps donné (Chapitre 3A) ? Les NEF terrestres et aquatiques peuvent-ils être évaluées à large échelle (Chapitre 4B et 5C), lesquelles sont les plus efficaces et pourquoi ? Ces questionnements sont au cœur de cette thèse.

L'interaction entre les fonctions écologiques et la structure des paysages est encore à ses prémisses. Une meilleure compréhension de cette interaction permettrait d'améliorer la compréhension des fonctionnalités des paysages et de la fourniture des services écosystémiques (Mitchell et al., 2013). Existe-t-il des interactions entre des interactions entre NEF terrestres et aquatiques ? Entre les indicateurs de NEF et d'autres indicateurs du service de régulation de la qualité de l'eau ? Cette thèse explore ces interactions pour en comprendre la dynamique (Chapitres 5B et 5C).

2. Cheminement de la thèse

Cette thèse se construit autour d'articles scientifiques. Chaque chapitre contient un ou plusieurs articles scientifiques rédigés selon les standards des revues scientifiques (Introduction, Matériel et Méthode, Résultats, Discussion et Conclusion). Pour une meilleure lecture du manuscrit, chaque chapitre est précédé d'une courte introduction et de récapitulatifs des objectifs et des résultats du chapitre. Les chapitres 3A, 4A, 4B et 5A sont la reprise d'articles publiés, soumis ou en finalisation de rédaction pour une soumission à court terme ; ils sont de ce fait rédigés en anglais. Pour une meilleure lecture du manuscrit, ces sections sont précédées d'un résumé en français.

Le second chapitre de ce mémoire est un chapitre méthodologique qui revient uniquement sur certains points et précisions méthodologiques non abordés ou de façon superficielle dans les sections « Matériel et Méthode » des chapitres résultats. Les chapitres 3 à 6 sont des chapitres résultats. Enfin un septième chapitre propose une discussion générale s'appuyant sur les chapitres précédents.

Le chapitre 3 se concentre sur la quantification des fonctions écologiques aquatiques en étudiant le bilan net en nitrates (NNB) entre les fonctions NR et NP et sur les facteurs d'influence impactant ces fonctions NP et NR (Section A). La compréhension de ces facteurs d'influence permet de mettre en place des équations paramétriques quantifiant la fonction NR (Section B).

Le chapitre 4 se concentre sur la transférabilité de l'évaluation des fonctions écologiques aquatiques à large échelle : celle du Sud-Ouest européen. Ce chapitre est divisé en deux sections : (A) la construction et la validation du modèle large échelle et (B) l'évaluation des fonctions écologiques au sein des cours d'eau à l'échelle du Sud-Ouest européen (NNB).

Le chapitre 5 évalue dans un premier temps les fonctions écologiques terrestres NP, NR et NNB en termes de potentiel à l'échelle de la Garonne (Section A). Dans un second temps, ce chapitre recherche l'existence d'interactions entre les fonctions écologiques des cours d'eau et des versants, mais également avec d'autres indicateurs associés à la régulation de la qualité de l'eau à l'échelle de la Garonne (Section B). Enfin, dans un dernier temps, ce chapitre tente d'analyser les interactions entre fonctions écologiques terrestres et aquatiques à l'échelle du Sud-Ouest européen et de trouver des indicateurs de la gestion de la ressource en eau liés à ces fonctions écologiques.

Le chapitre 6 est un chapitre supplémentaire décrivant les travaux de recherche que j'ai effectués en collaboration dans un contexte pluridisciplinaire, et dont je ne suis pas première auteure, ainsi que la valorisation en enseignement de mes travaux de recherche. Ces valorisations ont, d'une part, motivé et structuré les recherches liées à cette thèse, mais a, d'autre part, permis la valorisation des résultats de cette thèse dans le cadre de questionnements pluridisciplinaires (socioécosystèmes, économie). Les applications étant diverses, ce chapitre présente une version simplifiée des travaux de recherche et de vulgarisation effectués. Je présenterai en particulier quels résultats de ma thèse ont été traités dans un contexte pluridisciplinaire et quels en sont les principaux résultats obtenus en termes de valorisation scientifique dans les autres disciplines.

Le chapitre 7 présente une discussion générale de l'ensemble de mes travaux qui met en lumière les points forts et les points à creuser et qui permet aussi de souligner les avancées importantes que je pense avoir effectuées.

Finalement, une conclusion générale vient terminer cette thèse dans laquelle je présente quelques perspectives envisageables par la suite.

Chapitre 2 : Sites d'étude, données et modèles utilisés

« *L'étude ne respecte aucune méthode, alors c'est comme construire un mur sans ciment, si on s'appuie dessus, il s'écroule* » Nicolas Martin, présentateur de *La Méthode scientifique* sur France Culture, le 31 mars 2020, propos tenus à la suite de la polémique de l'étude sur le traitement de la chloroquine contre le COVID-19.

Introduction

Cette thèse se structure autour d'articles scientifiques selon les standards des revues scientifiques. Chaque section de chapitre possède une partie « Matériel et Méthode » propre à la section. Ce chapitre n'est pas une répétition de ces sections, mais apporte des compléments et précisions méthodologiques importants à la compréhension globale de la thèse et non inclus dans les chapitres suivants. En effet, certains points méthodologiques sont abordés de façon superficielle en faisant uniquement référence aux études antérieures.

Les sites d'études sont décrits dans un premier temps. Une description détaillée du Sud-Ouest européen puis celle du bassin versant de la Garonne seront apportées dans ce chapitre. Dans un second temps, les données mobilisées sur l'ensemble des chapitres seront présentées. Ces données sont mobilisées pour l'application de trois modèles : le modèle SWAT, le modèle LOADEST et le modèle SIMPA. C'est pourquoi dans un troisième temps, la définition, la construction et les spécificités de ces modèles seront détaillées. Comprendre la structure, les formalismes, les domaines d'application ainsi que les forces et faiblesses d'un modèle permet d'apporter des éléments de réponses aux simulations obtenues lors de l'analyse des résultats. Enfin dans un dernier temps, une description de l'analyse des incertitudes des modèles et du calcul de leurs performances sera apportée dans ce chapitre.

A. Description des bassins versants étudiés

1. Les bassins versants du Sud-Ouest européen

1. Structures physiques

Le Sud-Ouest européen (Figure 19), aussi appelé SUDOE, est constitué du sud de la France, de l'Andorre, et de la péninsule ibérique (Espagne, Portugal, Gibraltar) recouvrant une superficie de 773 191 km². Le SUDOE comptait en 2011 60 millions d'habitants avec une densité variant de 0 à 44 636 habitants/km². Le territoire réunit de grandes villes européennes dont deux capitales (Madrid et Lisbonne) (Figure 19).

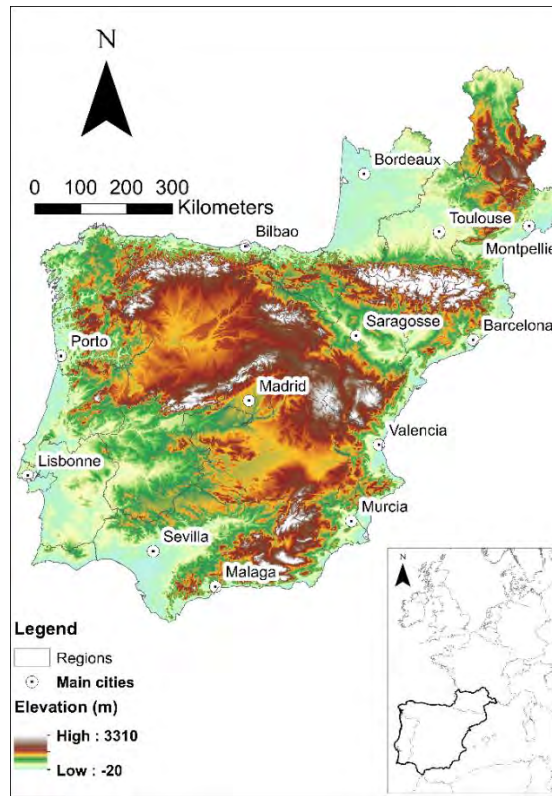


Figure 19: Délimitation des régions administratives (antérieurs à 2016) du Sud-Ouest européen et de ses principales villes.

Les principaux climats sont : (1) le climat méditerranéen qui occupe la majeure partie de la péninsule ibérique et de la côte est du sud de la France ; (2) le climat océanique tempéré caractéristique des régions côtières océaniques de la France et du nord de l'Espagne ; et (3) le climat pyrénéen des montagnes défini par un régime pluvionival (Metzger et al., 2013; Rivas-Martínez, S. et al., 2004). L'ensemble du réseau hydrographique se déverse dans l'océan Atlantique ou la mer Méditerranée. Ce réseau est géré par les administrations compétentes qui peuvent être différentes par pays et par région (Figure 20).

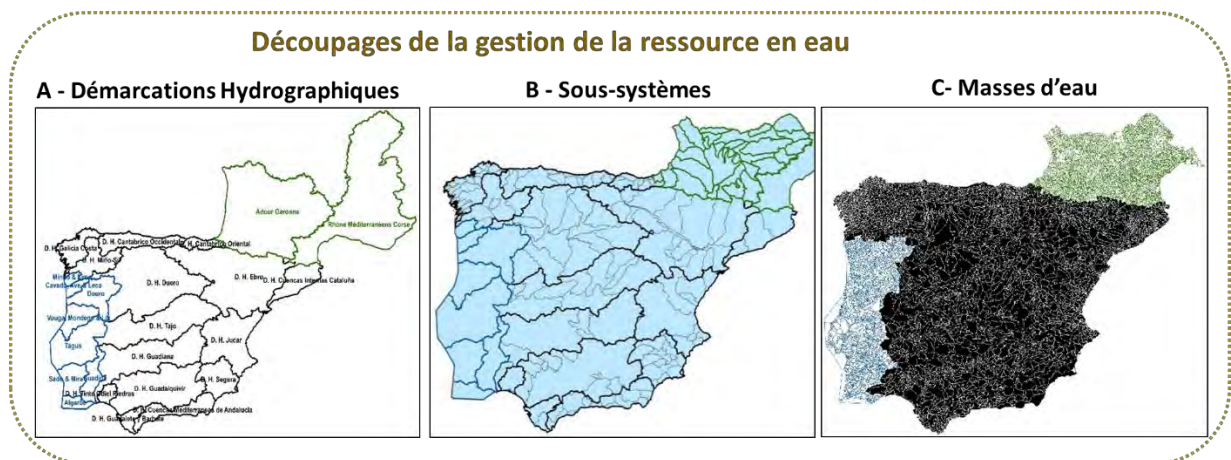


Figure 20: Unités politiques de l'eau, découpage administratif de la gestion de la ressource en eau à l'échelle du Sud-Ouest européen (SUDOE) pour la France (vert), l'Espagne (noir) et le Portugal (bleu) à l'échelle des démarcations hydrographiques, (B) des systèmes d'exploitation et (C) des masses d'eau

En France, depuis la loi sur l'eau de 1992 et LEMA, la ressource en eau est gérée de façon intégrée. Le territoire est divisé en démarcations hydrographiques (Figure 20A) (12 en France, dont 2 dans le territoire SUDOE) auxquelles sont assimilés des SDAGE (Schéma Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux) qui ont pour objectif de répondre à la DCE (Directive européenne cadre sur l'eau). L'application des SDAGE permet de répondre aux objectifs de quantité et de qualité de l'eau. Elle est effectuée par les Agences de l'eau, la DREAL (Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement) et la OFB (L'Office Français de la biodiversité) pour concilier la gestion de l'eau avec le développement économique et le respect de l'environnement. L'application des SDAGE est faite à l'échelle des systèmes d'exploitation (Figure 20B) tandis que le suivi de la quantité et de la qualité des eaux se fait à plus fine échelle, celle des masses d'eau (Figure 20C). Les objectifs d'usages de l'eau, sa mise en valeur et sa protection sont mis en place dans les SAGE et sont établis par une assemblée délibérante, la commission locale de l'Eau (CLE) réunissant les collectivités territoriales, les usagers et les représentants de l'eau. Enfin, l'application de la gestion de l'eau revient à la commune et à l'intercommunalité (syndicat mixte) pour le captage, la distribution et l'assainissement de l'eau et pour la prévention liée à l'eau. L'eau est une ressource commune qui peut être utilisée par le secteur privé pour exploiter l'eau (Veolia, EDF) ou pour la gérer (CACG).

En Espagne, la gestion de l'eau est gérée par les confédérations hydrographiques, des entités de droit public du ministère de l'Environnement rural et de l'Eau, rattachées au ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et de l'Environnement d'Espagne mise en place en 1926 par décret royal. La restructuration de 2008 a défini 15 démarcations hydrographiques réparties en sous-systèmes (Figure 20A). La mission des confédérations est de planifier et gérer la ressource en eau qui appartient au domaine public, d'octroyer les droits d'exploitations des ressources des aquifères, de planifier les infrastructures hydrauliques et enfin de gérer l'environnement, en particulier la préservation de la quantité et de la qualité de l'eau. Les confédérations décident de l'ensemble des usages de l'eau et interagissent avec tous les acteurs privés.

La politique de l'eau au Portugal se rapproche du système français. Suite à la DCE, des PGRH (Figure 20A) (Plano de Gestão da Região Hidrográfica) – équivalent au SDAGE français – sont mis en place à partir de la loi n°58/2005 et ont pour rôle de maintenir ou rétablir le bon état écologique des masses d'eau. Ces PGRH sont mis en place par l'Agence Environnementale Portugaise (APA) qui garantit la politique de l'eau à l'échelle nationale et a pour rôle de gérer la ressource en matière de planification, d'autorisation, de surveillance et du respect des lois. La représentation des secteurs de l'eau et de ses utilisateurs est assurée par (1) le Conseil National de l'Eau (CNA), organe consultatif du gouvernement sur les ressources en eau et par les Agences des bassins hydrographiques (CRH) comme organes consultatifs de l'APA. La gestion de l'eau au niveau locale est confiée aux communes et intercommunalités pour tout ce qui concerne la distribution, l'assainissement et le captage des eaux.

L'eau en Andorre est gérée par le ministère de l'Environnement. Le territoire andorran est divisé en quatre régions avec un plan de gestion et d'assainissement propre qui a pour objectif d'assurer la gestion des usages, de la préservation de la ressource et du respect de la DCE. La Principauté d'Andorre étant située dans les Pyrénées, le territoire est à cheval entre le bassin versant de l'Ebre (Espagne) et celui de la Garonne (France). Depuis 2014, la Principauté d'Andorre et la France gèrent conjointement la ressource en eau qu'elles ont en commun (Conseil des ministres, 2004).

Les usages de l'eau et leur priorité dépendent des choix des communes, mais doivent respecter la législation liée à la ressource en eau. L'ordre des priorités (villes, agriculture, élevage, industries, environnement) peut varier, mais la première, commune à l'ensemble du territoire SUDOE, est l'accessibilité de l'eau potable à l'ensemble de la population. La potabilité de l'eau est une priorité qui peut être compromise durant les périodes estivales où les effluents urbains sont les plus importants avec l'affluence des touristes et les débits réduits (étiage). Un rapport de l'Agence Européenne pour l'Environnement (EEA) appuie ce problème et précise que cela pourrait être un problème de sécurité sanitaire.

La pédologie influence fortement la dynamique du bassin versant au niveau de l'écoulement des eaux, mais également l'érosion. Le centre européen des données sols (ESDAC) essaye de fournir une cartographie précise et homogène du territoire européen. Cette cartographie pédologique, version simplifiée de la réalité a été utilisée. En effet, chaque pays a effectué des campagnes d'observations plus ou moins importantes. La France, l'Espagne et le Portugal ont fourni entre 0 et 60% d'enquêtes pédologiques sur leur territoire à l'échelle 1/250 000 (Commission européenne et al., 2005). L'ESDAC a répertorié les principaux types de sols du SUDOE et leurs caractéristiques (Commission européenne et al., 2005) :

- Le Calcisol, majoritaire sur le territoire SUDOE et en particulier en Espagne, est un sol calcique carbonaté qui se développe dans les zones arides.
- Le Cambisol, présent dans les régions montagneuses et vallonnées, est un sol brun jeune et fertile.
- Le Regosol, situé dans le Sud-Ouest du SUDOE, est un sol régosolique peu évolué. Il est très répandu dans les terres en érosion, en particulier dans les zones arides et semi-arides et dans les régions montagneuses.
- L'Ombrisol est un brunisol ou régosol humique, riche en matière organique. Ce sol se développe dans les climats froids et humides, où les précipitations dépassent considérablement l'évapotranspiration caractéristique de la Galicie et du Cantabrico.
- L'Albeluvisol, qui se trouve dans le Sud-Ouest de la France, est un sol acide argileux résultant du processus de gel/dégel

- Le Fluvisol est le sol alluvial ou lacustre caractéristique des rivières, fleuves, lacs. Il est formé grâce au dépôt de sédiment et sa nature varie donc de la constitution des sédiments en aval et des caractéristiques hydrologiques.
- L'Acrisol, localisé dans le Sud-Ouest espagnol, est un sol argileux acide peu saturé.
- Le Leptosol, présent dans des régions très érodées tel que la région de Jucar (Est Espagnol) et les Pyrénées espagnols, est un sol calcaire dur et peu profond
- Le Luvisol est un sol lessivé argileux situé principalement au sud du Portugal et à l'ouest de l'Espagne.
- Le Podzol est un sol acide présentant une accumulation de matière organique d'aluminium et de fer caractéristique des zones humides bien drainées. On le retrouve dans les zones humides de la Gironde (Aquitaine, France) et d'Évora (centre du Portugal).

L'érosion a un rôle particulier dans la réponse du bassin versant et en particulier dans les zones à forte érosion comme la Galicie, le Cantabrique, le Pays basque ainsi que le Guadalquivir. Le facteur d'érosion est lié à l'occupation du sol (Panagos et al., 2015b) et à la météorologie (Panagos et al., 2015a): un sol nu étant plus fragile qu'un sol couvert par la végétation, les précipitations importantes favorisant le phénomène.

2. Influence de l'Homme sur le Sud-Ouest européen

a. Occupation des sols et pratiques agricoles

Le SUDOE avec son climat clément est en majorité agricole (50% de la superficie) et forestier (46%), mais 3% du territoire est artificialisé tandis que les hydrosystèmes représentent 1% de la superficie (Büttner and Kosztra, 2014).

Le SUDOE est une des régions les plus agricoles d'Europe avec des pratiques souvent intensives. L'agriculture représente une partie importante de l'économie du SUDOE. Le secteur primaire représente près de 2,4% du Produit Intérieur Brut (PIB) de la région Occitanie et 4,1% de la région Aquitaine. Le climat méditerranéen est propice à la culture céréalière (38% de l'agriculture espagnole est composée de riz, de maïs, de blé et de colza), oliveraies (15%), arbres fruitiers et maraîchage (15%). Cette agriculture est fortement irriguée, en effet 13,5% de l'agriculture du territoire SUDOE est irrigué de façon permanente (2013; <https://ec.europa.eu/eurostat>). La figure 21 représente le pourcentage de culture par surface agricole pour les régions du SUDOE par pays. Les céréales sont les cultures majoritaires sur les trois pays, mais la partie française du SUDOE produit également beaucoup de surface fourragère tandis que la seconde culture dominante est le maraîchage pour l'Espagne et la viticulture pour le Portugal. La culture irriguée du coton est répandue en Espagne et au Portugal et elle y est même dominante dans la région andalouse.

Une grande partie de la surface agricole utilisée est occupée par des cultures dites pluviales sans irrigation. En 2016, les régions françaises d'Occitanie et d'Aquitaine présentent en moyenne 9,2% de

surfaces irriguées tandis que les régions espagnoles et portugaises possèdent respectivement 22,2% et 26,1% de leurs surfaces agricoles irriguées. Dans les régions les plus arides telles que la région de Valence ou celle de Murcia en Espagne, la pratique de l'irrigation y est intensive avec plus de 40% de l'agriculture qui est irriguée. Les légumes, les vergers, le soja, le maïs et les pommes de terre sont les cultures demandant le plus d'eau. En France, 45% de la surface irriguée est utilisée pour le maïs, principalement due à la taille d'assolements totale. 60% de la surface des cultures maraîchères sont irriguées. La production des céréales représente une part importante des cultures, 29%, 26% et 12% pour respectivement l'Espagne, la France et le Portugal.

La fertilisation, l'application de pesticides et d'herbicides et l'épandage sont des pratiques courantes de la région SUDOE. En 2017, la quasi-totalité des surfaces en grandes cultures pratique le désherbage chimique jusqu'à 4 traitements par an. 21 à 30% des surfaces agricoles sont totalement nus en hiver en 2017 et dépendent du type de culture. Deux tiers des surfaces de soja et plus de la moitié des surfaces de maïs restent nus en hiver. Ces pratiques favorisant l'érosion des sols et le lessivage des reliquats azotés sont à la baisse depuis ces dix dernières années. Le non-labour, technique de conservation des sols qui limite l'érosion et augmente la teneur en matière organique des sols, se développe. Elle concerne la moitié des surfaces de grandes cultures en France et jusqu'à 65% en Occitanie. Les traitements chimiques restent fréquents et sont dépendants du type de culture. Les cultures arboricoles, viticoles et maraîchères sont fortement traitées. Les vignes sont traitées entre 14 et 19 fois et 75% du temps avec des fongicides. L'application des fertilisants est utilisée de façon plus ou moins intensive en fonction du type de culture et des choix de l'agriculture. La quantité appliquée par hectare pour chacune des régions agricoles est une donnée sensible non disponible à l'échelle nationale. La majorité des applications suivent les recommandations suggérées par le fournisseur. Par exemple, la quantité recommandée de fertilisant 15-15-15 à appliquer pour une culture de maïs est de 400 kg.ha⁻¹.an⁻¹, mais cette quantité est de 150 kg.ha⁻¹.an⁻¹ pour un verger de pommier.

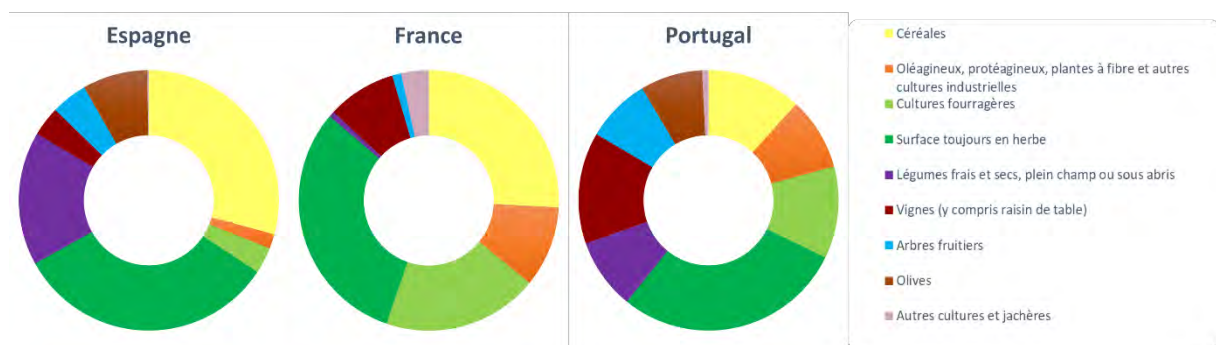


Figure 21: Répartition de l'utilisation de la surface agricole par pays dans la zone du Sud-Ouest européen d'après les données nationales de statistiques agricoles datant de 1998 à 2017, Agreste pour la France (<http://agreste.agriculture.gouv.fr/>), MAPAMA pour l'Espagne (<https://www.mapama.gob.es/>) et INE pour le Portugal (<https://ine.pt>).

b. Ouvrages hydrauliques

La construction d'ouvrages hydrauliques et en particulier des réservoirs est un des principaux aménagements des cours d'eau. Les barrages forment des retenues artificielles qui fragmentent et

compartimentent le paysage fluvial. En Europe, on compte plus de 7 000 grands barrages, dont 522, en France métropolitaine, 1 172 en Espagne et 250 au Portugal. De plus, il existe des milliers de retenues collinaires. Les premiers barrages servaient à alimenter les canaux (comme le barrage de St-Ferréol alimentant le canal du Midi), puis à partir de 1940 ce sont des barrages hydroélectriques qui sont construits en majorité. En France, à partir de 1980 les ouvrages sont des retenues de petites capacités avec des usages divers (alimentation, irrigation, régulation...), tandis que le gouvernement espagnol intensifie la construction de grands barrages dans les années 1990 arrivant jusqu'à 20 barrages construits par an.

Ces barrages ont diverses utilisations comme la régulation des cours d'eau où les ouvrages vont permettre le soutien d'étiage, l'alimentation des canaux et la régulation des crues, mais les barrages ont également une utilité économique. Ainsi l'eau peut être utilisée pour l'irrigation des cultures, la production d'électricité (11,8% de l'électricité en France provient des centrales hydrauliques), et même dans des activités récréatives où le positionnement d'un barrage va fournir un plan d'eau et permettre éventuellement l'insertion d'une base de loisir. Néanmoins, les barrages ont des conséquences environnementales importantes. En effet, la fragmentation des rivières va créer un obstacle aux déplacements des espèces nautiques coupant la continuité fluviale, mais également au transport sédimentaire. Les sédiments sont retenus par les barrages favorisant l'érosion côtière (Salman et al., 2004), mais aussi l'enfoncement des cours d'eau par érosion du lit mineur et les phénomènes « chasses d'eau » utilisés pour faire évacuer le trop-plein de sédiments des barrages empêchent le bon fonctionnement de l'écosystème (Cemagref, 2004). Un barrage modifie considérablement les régimes de crues à l'aval. Les crues sont écrêtées et vont dépendre des usages de l'eau (besoin en irrigation, potabilité, hydroélectricité...). En Espagne, certains bassins versants comme celui de Jucar ont un régime hydraulique complètement altéré par les barrages. Afin de répondre aux besoins en eau durant la période d'étiage les lâchers sont plus fréquents à tel point que le niveau d'eau du cours d'eau est plus important durant l'étiage que pendant les périodes de crues où les fortes précipitations vont alimenter les barrages.

Les gestionnaires des barrages sont les maîtres d'œuvre de lâchers d'eau qui peut entraîner une baisse importante du niveau d'eau en aval ayant des répercussions sur les activités biologiques. L'implémentation d'un barrage va modifier de façon permanente les écosystèmes environnants. Tout d'abord, en aval du barrage, les plaines d'inondation sont réduites, des bras morts sont déconnectés par manque de débit diminuant le nombre d'écosystèmes fragiles et vitaux comme les nurseries. A l'inverse, un plan d'eau va être créé en amont d'un barrage modifiant le paysages, la biodiversité environnante et les processus présents.

c. Prélèvement de la ressource en eaux

L'eau prélevée est utilisée différemment en fonction des pays (Table 2). Concernant l'alimentation des villes en eau potable, l'eau en zone urbaine est en premier lieu récoltée par captage

des eaux souterraines ou de surface. Dans un second temps, l'eau est rendue potable puis celle-ci est stockée et transportée avant d'arriver dans nos robinets. L'origine de l'eau est variable. Elle peut provenir des nappes phréatiques, des cours d'eau principaux ou des barrages. En aval, l'eau est en général prélevée dans les eaux souterraines étant donné que les eaux de surface sont polluées en amont. Par ailleurs, la France, l'Espagne et le Portugal prélèvent respectivement 18%, 19%, 52% de l'eau dans les aquifères souterrains et 82%, 81%, 48% de l'eau dans les eaux de surface, les lacs et les réservoirs (FAO, 2019).

Table 2: Utilisation de l'eau (AQUASTAT, 2007)

Utilisation de l'eau (%)				
Pays	Espagne	Portugal	France	Andorre
Agriculture	66,85	78,70	10,59	ND
Industries	19,30	13,44	71,80	ND
Villes	13,86	7,83	17,58	ND

d. Gestion de la ressource en eau : Découpage administratif

Les activités anthropiques ayant un impact sur la ressource en eau sont multiples et touchent tous les secteurs d'activités. Les nations ont alors mis en place des organismes ayant pour objectif de gérer la ressource en eau afin de prévenir des inondations et des périodes de sécheresses intenses. L'objectif principal des États est de pouvoir répondre aux besoins de l'ensemble des usagers, personnes physiques comme morales. Cette gestion est soumise à la législation nationale (Article L211-1, 2006; *Ley 10/2001*, 2001; *Loi sur l'eau*, 1992; *Loi sur l'eau et les milieux aquatiques*, 2006), propre à chacun des pays, et européenne, commune (*Directive 76/160/CEE*, 1976; *Directive 2000/60/EC*, 2000; Directive Nitrates, 1991). Il est néanmoins important de rappeler que l'Union Européenne fournit des Directives qui sont libres d'interprétation par chaque nation entraînant une hétérogénéité, notamment dans les systèmes de prélèvement et dans la détermination de la qualité de l'eau. La Figure 20 représente les différentes échelles administratives présentes dans le bassin et utilisées dans cette étude. L'échelle la plus large est celle de la démarcation hydrographique se rapprochant de la délimitation des bassins versants. Les plans nationaux de la gestion de la ressource en eau sont définis à cette échelle. Viens ensuite, l'échelle des sous-systèmes utilisée dans les suivis de la gestion de la ressource en termes de quantité. Les sous-systèmes sont les systèmes d'exploitation auxquels les directives et les plans de gestion sont appliqués. Les acteurs de l'eau travaillent généralement à cette échelle. Enfin, l'échelle la plus fine est celle de la masse d'eau utilisée majoritairement par les Agences de l'Eau pour effectuer les mesures pour le suivi de la qualité de l'eau.

2. Le bassin versant de la Garonne

1. Structure physique

Le bassin versant de la Garonne est situé dans le Sud-Ouest de la France (Figure 22). La Garonne est le fleuve principal du bassin qui prend sa source dans les Pyrénées espagnoles et se jette dans l'océan

Atlantique au bout de 647 km. Le bassin comprend deux principaux affluents : le Lot et le Tarn. À Bordeaux, la Garonne et la Dordogne forment l'estuaire de la Gironde. Le bassin de la Garonne jusqu'à l'estuaire occupe une superficie de 56 554 km². Les principales agglomérations du bassin sont Toulouse, 4^e commune de France avec une aire urbaine de 1 360 829 habitants et Bordeaux, 5^{ème} métropole de France avec 1 232 550 habitants dans son aire urbaine (Insee, 2014). La ville de Toulouse comprend la station d'épuration de Ginestous qui fournit les rejets de l'ordre de 1 m³.s⁻¹ (Datry et al., 2014).

Dans ce projet, le territoire retenu s'étend uniquement jusqu'à Tonneins étant donné que le fleuve en aval est soumis à l'influence physique des marées (Figure 22). Ce territoire couvre une surface de 50 414 km², soit 91% du bassin. Le bassin versant est contrasté tant au niveau topographique, pédologique que climatique. La partie centrale est une plaine alluviale agricole entourée par deux « châteaux d'eau », les Pyrénées et le Massif central (Grusson, 2016). Ces chaînes montagneuses s'élèvent respectivement à 3000 et 1900 m d'altitude et ont une grande influence sur l'hydrologie du bassin due aux fortes variations de débits saisonniers (crues et étiage).

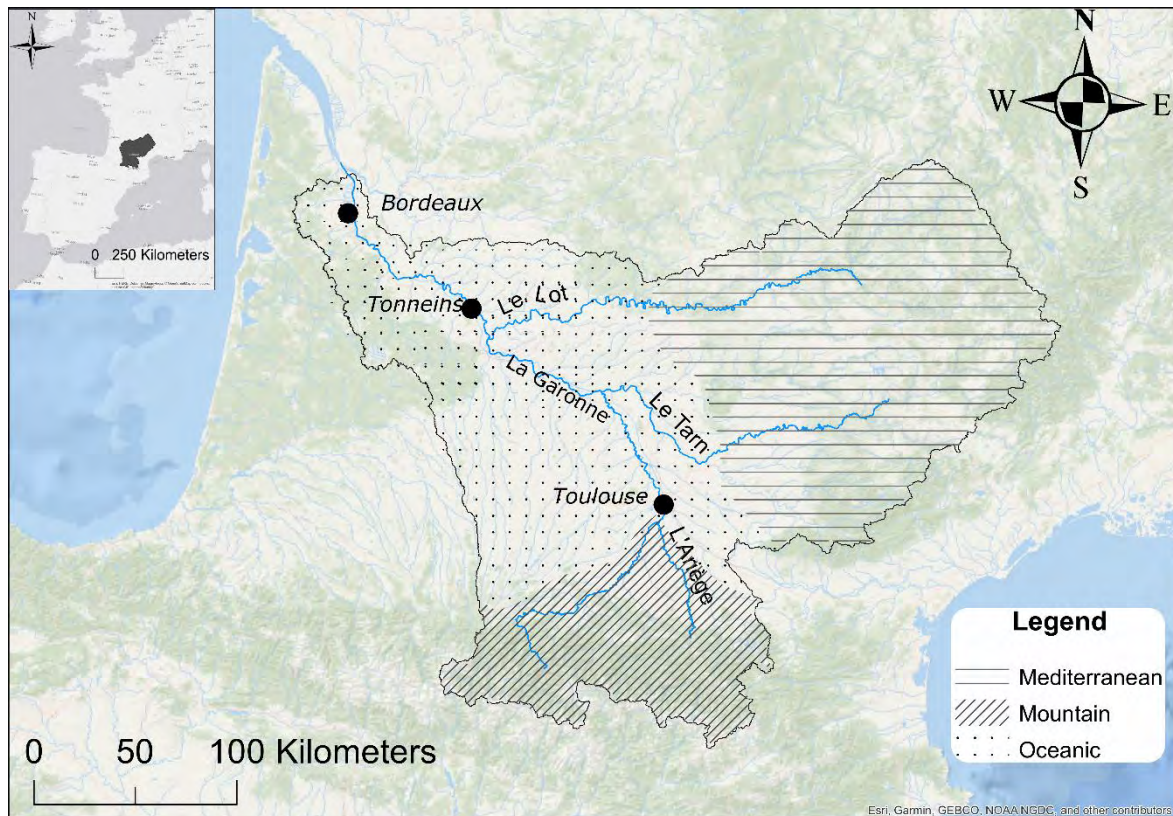


Figure 22: Principales régions climatiques (adapté de Probst, 1983) du bassin versant de la Garonne et de ses principaux affluents (le Lot, le Tarn et L'Ariège).

Le bassin versant de la Garonne est à l'intersection de plusieurs grandes zones climatiques. Le climat de type océanique aquitain est majoritaire et se caractérise par l'arrivée de masse d'air d'ouest entraînant un climat doux et humide (Joly et al., 2010 ; Kessler and Chambrad, 1990). L'exutoire est caractérisé par ce type de climat (Figure 22). Le printemps est orageux et le climax des précipitations

est situé en mai/juin. Sur la globalité du bassin, ces climats engendrent une régulation thermique et pluviométrique. Les précipitations annuelles moyennes du bassin sont d'environ 900 mm/an.

L'hydrologie à Tonneins, exutoire du bassin versant est sous l'influence d'un régime hydrologique mixte de type pluvionival (Grusson, 2016; Probst, 1987; Tockner et al., 2009). Il est caractérisé par d'importants changements saisonniers avec des débits forts en hiver et aux crues de printemps (avec un maximum de $5700 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et un étiage sévère en été (minimum relevé de $37,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Cependant, ce débit à l'exutoire n'est pas caractéristique du bassin versant. On y distingue une répartition géographique en 3 zones (Probst, 1983), représentées dans la Figure 22: une zone sous l'influence (A) d'un régime nival des Pyrénées, (B) une zone sous le joug d'un régime pluvio océanique du Massif Central et (C) une zone sous l'influence d'un régime pluvio-nival des plaines centrales.

Le bassin versant, et en particulier les zones de plaine, est dominé par des cambisols, favorables aux pratiques agricoles. Les zones montagneuses des Pyrénées et du Massif Central présentent des sols peu évolués comme des rankers, des lithosols ou encore des sols d'origine volcanique comme des andosols présents dans le Massif Central. La plaine du bassin est dominée par des fluviosols créés par l'activité fluviale de la Garonne et des luvisols. En raison de la faible profondeur de la nappe phréatique, le lessivage des sols est important dans les zones de plaine et d'ancienne terrasse (Boithias, 2012; Grusson, 2016).

2. Influence de l'Homme sur le bassin versant Garonne

60% du bassin est occupé par des terres agricoles dont la moitié est destinée à la production de grandes cultures (60% maïs, 30% de blé, 10% de tournesol/colza/soja) tandis que l'autre moitié est utilisée pour les vignes et fruitiers (Tisseuil et al., 2008; Tockner et al., 2009). L'agriculture recouvre la zone de plaine où les pratiques sont plus favorables tandis que la partie amont du bassin est occupée par les forêts (32%) et les pâturages. Les surfaces artificialisées représentent uniquement 2,5% de la surface totale.

Aujourd'hui, le bassin présente 210 barrages pour la plupart hydroélectriques. 40% de ces barrages sont en amont de la Garonne et 12 d'entre eux sont situés sur le cours d'eau principale (Tisseuil et al., 2008). D'après l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (AEAG), la quantité maximale d'eau pouvant être retenue par ces ouvrages est de 3,2 milliards de m^3 . Ces barrages sont importants en termes de régulation de la fluctuation des débits journaliers (Sauvage et al., 2003).

B. Description du modèle SWAT

1. Choix du modèle

Le choix du modèle dans une étude intégrant une approche de modélisation est primordial. En effet, les objectifs de l'étude amènent à réfléchir sur les critères décisifs que le modèle sélectionné doit comporter. Cette thèse nécessite dans un premier temps d'approcher les processus hydrologiques et biogéochimiques à des échelles spatiales fines qui intègrent à la fois des processus terrestres et fluviaux et leurs interactions dans un contexte de continuité hydrologique. L'objectif est de comprendre l'influence des versants sur les cours d'eau. Le second critère requis est de pouvoir déterminer à partir des sorties du modèle un indicateur des fonctions écologiques se produisant au sein du bassin versant. Les modèles à base physique semblent adaptés aux bassins considérés dans cette thèse, car ils permettent aisément le basculement entre fines et larges échelles. En effet, ce type de modèle permet une représentation des processus au sein d'une zone d'étude. Les modèles semi-distribués conviennent également aux attentes de cette thèse étant donné qu'ils permettent d'analyser des unités homogènes et mettent ainsi en évidence les hot spots d'un bassin versant. Il est également nécessaire d'utiliser un modèle ayant déjà été validé aux niveaux hydrologiques et biogéochimiques dans des conditions pédoclimatiques contrastées. C'est le cas du modèle conceptuel semi-distribué à base physique, *Soil and Water Assessment Tool*, communément appelé SWAT, qui a été appliqué dans des études précédentes à différents bassins versants du Sud-Ouest européen.

2. Présentation de SWAT

L'outil de modélisation (SWAT) est un modèle hydro-agro-environnemental (Arnold et al., 1998) développé au Texas par le département recherche de l'agriculture des États-Unis (USDA-ARS, Temple, TX, USA) ainsi que par l'université d'agriculture et de mécanique du Texas (Texas A1M, College Station, TX, USA). Le modèle SWAT a été développé afin d'étudier l'impact des pratiques agricoles sur les cours d'eau et les bassins versants. Le modèle agricole basé sur le modèle EPIC (Sharpley and Williams, 1990) a été ensuite couplé à un module hydrologique et simule l'hydrologie et la croissance de la végétation. L'objectif principal de ce modèle est de prédire l'impact de la gestion des sols sur les eaux, les sédiments, et sur les résidus chimiques provenant de l'agriculture tels que les nitrates et les pesticides. Les détails de la création de ce modèle ont été publiés par Arnold et al. (2012). Au fil des années, le modèle s'est développé pour intégrer la majorité des impacts anthropiques notamment avec la possibilité d'intégrer l'effet de barrages hydrauliques ainsi que de rejets urbains. SWAT est un modèle complexe constitué de plusieurs modules reliés entre eux par le cycle hydrologique. On retrouve ainsi dans le modèle l'étude des précipitations, la croissance des plantes, le suivi des polluants et des sédiments, les processus biogéochimiques des sols et du cours d'eau. Ces modules sont construits sur la base d'équations représentant la réalité physique applicable à des échelles temporelles différentes allant de l'annuelle au journalier et même jusqu'à l'infra-journalier. Du point de vue spatial, le modèle SWAT possède deux niveaux de discrétisation : le découpage du bassin versant en sous-bassins et le découpage des sous-bassins en Unité de Réponse Hydrologique (HRU). La découpe

des sous-bassins se fait à partir du modèle numérique de terrain (MNT) délimitant le réseau hydrographique et définissant un sous-bassin à chaque confluence. Cependant, l'utilisateur a la liberté de rajouter ou de supprimer des exutoires de sous-bassins à sa convenance. Les HRU sont des unités composées d'une combinaison unique d'un intervalle de pente, d'une occupation de sol et d'un type de sol unique au sein d'un sous-bassin. Les HRU sont générées à partir de la superposition des données d'entrée du modèle. À l'image de la méthodologie de définition du sous-bassin, le modélisateur a la liberté de moduler les HRU en fonction de la précision exigée pour les objectifs de son étude. Au niveau de chacune de HRU, le modèle va calculer les équations à base physique des différents modules et va agréger par la suite ses résultats à l'échelle de sous-bassin et du bassin versant afin de faire « circuler l'eau » dans le modèle. Ces HRUs ne sont pas spatialisées au sein du sous-bassin versant, pour cela le modèle est dit semi-distribué et non complètement distribué.

Le code source étant libre d'accès, diverses versions tests ou d'améliorations ont été proposées par différents développeurs du monde entier et la version officielle est améliorée au fur et à mesure par ces travaux de recherche. Arnold and Fohrer (2005) détaillent les versions officielles de SWAT et les améliorations successives pour les versions 2000 et antérieurs, tandis que Neitsch et al. (2002), (2005) et (2011) détaillent respectivement les versions 2000, 2005 et 2009. La théorie de la version 2012 utilisée dans cette thèse n'a à ce jour pas été diffusée. Afin de faciliter la prise en main par l'utilisateur, SWAT a été couplé à des systèmes d'information géographique (SIG) tels que GRASS (Rosenthal et al., 1995), ArcView (Di Luzio et al., 2000), ArcGIS (Olivera et al., 2006) et QGIS (Dile et al., 2016).

Le modèle SWAT a montré une capacité à modéliser les flux d'intérêts dans de multiples bassins versants indépendamment de la taille et des conditions pédoclimatiques et ceci dans le monde entier. Ce modèle est en très grande partie utilisé pour étudier les débits à l'exutoire des bassins versants. Dès la fin des années 90, la modélisation hydrologique de bassins versants allant de 122 à 304 620 km² était possible (Arnold et al., 1999). Aujourd'hui, le modèle renvoie une bonne simulation hydrologique pour de très petits cours d'eau (Ferrant et al., 2011), pour de larges bassins versants (Lu et al., 2019) et même pour des projets continentaux intégrant plusieurs bassins versants en simultané (Schuol et al., 2008 ; Abbaspour et al., 2015). La simulation des débits à l'exutoire renvoie en général de très bons résultats ce qui a permis à d'autres études de se focaliser sur diverses parties du cycle hydrologique tel que le ruissellement (Arnold and Allen, 1999 ; Tibebe and Bewket, 2011 ; Luo et al., 2012) ou les écoulements souterrains (Cerro et al., 2014, Meario et al., 2017 ; Sorando et al., 2019). La teneur en eau dans le sol, le suivi des sédiments des composés chimiques et des polluants au sein du bassin versant sont des sujets étudiés à partir de la modélisation SWAT. En effet, le modèle a montré sa capacité à pouvoir simuler les flux à différentes échelles pour les sédiments (Abbaspour et al., 2007 ; Oeurng et al., 2011 ; Wei et al., 2019), les nitrates (Grizzeti et al., 2003 ; Lam et al., 2010 ; Oeurng et al., 2016), les pesticides (Holvoet et al., 2005 ; Boithias et al., 2017), la dénitrification (Sun et al., 2018 ; Fabre, 2019) et le

carbone organique (Oeurng et al., 2011 ; Sun et al., 2018), mais de nombreuses recherches restent à faire sur ces suivis.

Par ailleurs, une base de données libre d'accès, comptant plus de 3800 publications, recense l'ensemble des travaux utilisant le modèle SWAT et qui sont publiés dans des journaux scientifiques (https://www.card.iastate.edu/swat_articles/). Un des plus gros avantages du modèle SWAT est qu'il est libre d'accès et bien documenté permettant une reproductibilité des travaux plus faciles. En effet cet outil peut modéliser des processus complexes à partir de données simples à recueillir (données météorologiques et cartographies existantes) et en général mis à disposition gratuitement par les agences gouvernementales (Abbaspour et al., 2007). Ce modèle est puissant, car il peut s'appuyer sur des stratégies d'aménagement à grande échelle, effectuer des prédictions sur le long terme, et même étudier le changement climatique. Plusieurs études ont utilisé SWAT dans un contexte de changement global afin d'évaluer les modifications dans le cycle hydrologique (Grusson et al., 2018) et dans le cycle de l'azote (Grizzeti et al., 2015). Les travaux portant sur ces thématiques ont permis de démontrer l'intérêt de l'utilisation de SWAT dans la prédiction des flux d'eau et notamment des périodes de hautes eaux (Meaurio et al., 2018) et dans le déplacement des composés chimiques. Par ailleurs, le projet européen « Climate Hydrochemistry and Economics of Surface-water Systems » ayant pour objectif de prédire les impacts des changements climatiques sur les bassins versants utilise le modèle SWAT.

Par la suite, les principaux modules de SWAT et notamment les processus hydrologiques et le cycle de l'azote seront détaillés car en lien direct avec l'objet de ce travail de doctorat.

3. Fonctionnement hydrologique

Les modules hydrologiques de SWAT peuvent être séparés en deux entités : les processus se déroulant au sein du versant et les processus se déroulant au sein de la rivière. La figure 23 présente ces différents flux et réservoirs.

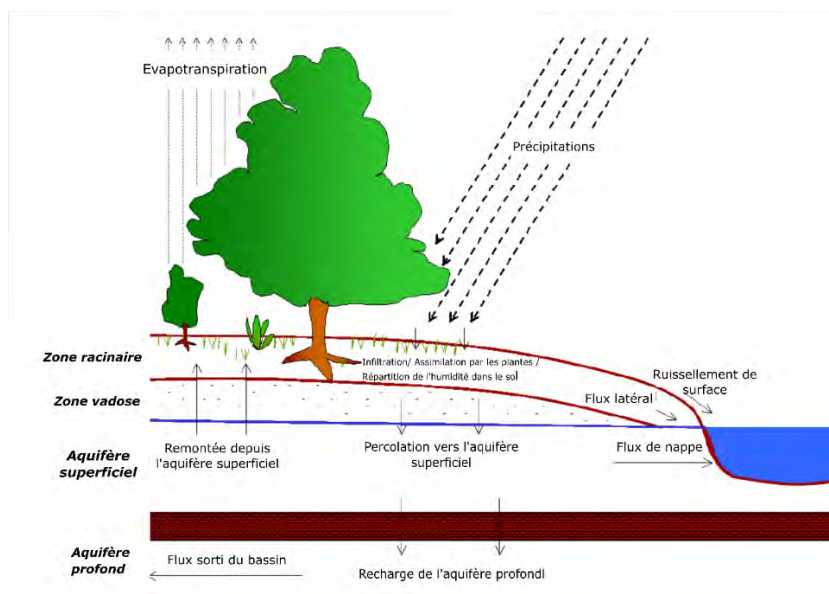


Figure 23: Représentation des flux et des différents compartiments du cycle hydrologique du modèle SWAT. Traduit de Neitsch et al. (2009).

1. Au sein des versants

Le modèle fonde l'ensemble de ces équations sur la quantité de précipitation journalière, variable d'entrée. Pour chacune des HRU, SWAT renvoie une réponse hydrologique simulée à base de l'équation du bilan hydrique terrestre suivante :

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{jour} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw})i \quad (eq. 1)$$

Où SW_t est la teneur en eau du sol (mmH_2O), SW_0 la teneur en eau initiale du sol (mmH_2O), R_{jour} la hauteur de précipitation (mmH_2O), Q_{surf} le ruissellement de surface (mmH_2O), E_a l'évapotranspiration (mmH_2O), W_{seep} la quantité d'eau d'eau transférée à la zone non saturée contribuant à l'écoulement de subsurface (mmH_2O), Q_{gw} le flux d'eau souterraine (mmH_2O) et t est le nombre de jours au pas de temps i (jour).

Cette équation représente le stock d'eau présent initialement et intègre les flux d'eau entrants et sortants. Pour une quantité d'eau intégrant une HRU à un temps t , une partie est directement en contact avec le sol et par conséquent des processus tels que l'infiltration dans le sol, la redistribution dans le profil du sol, le ruissellement de surface, l'écoulement subsurface, la contribution de la nappe, seront alors modélisés. L'autre partie de l'eau sera alors captée par la canopée, et en partie évapotranspirée. La quantité d'eau interceptée par jour par la canopée est fonction de la taille de la canopée aussi appelée *Leaf Area Index* (LAI) où :

$$can_{day} = can_{mx} \cdot \frac{LAI_{day}}{LAI_{mx}} \quad (eq. 2)$$

Avec can_{day} , la quantité maximum d'eau pouvant être stockée dans la canopée au jour day (mmH_2O), can_{mx} la quantité d'eau maximum d'eau pouvant être stockée lorsque la canopée est la plus développée ($LAI_{day}=LAI_{mx}$).

a. L'évapotranspiration

L'évapotranspiration prend place à la fois au niveau des sols et de la végétation. En effet, les sols évaporent de l'eau tandis que la canopée des plantes « transpire ». En effet, la transpiration végétale chez les plantes est un processus causé par l'évaporation d'eau à travers les stomates présents aux niveaux des feuilles, des tiges, des fleurs et des racines ; on parle alors d'évapotranspiration.

Une partie de l'eau interceptée par la canopée va subir une évaporation. Le modèle SWAT utilise une estimation de l'évapotranspiration potentielle (ETP) afin de déterminer l'évapotranspiration réelle (ETR). Il existe trois méthodes au sein de SWAT pour calculer l'ETP : la méthode Penman-Monteith, Priestley-Taylor et Hargreaves.

La méthode Penman-Monteith (Monteith, 1965) dépend de la température de l'air, du rayonnement solaire, de la vitesse du vent et de l'humidité de l'air. Toutes ces variables sont des variables météorologiques d'entrée de SWAT pouvant être modélisées en cas d'absence de données.

Le modèle Priestley-Taylor est une simplification de la formule de Penman-Monteith où des paramètres complexes de résistance, de densité de l'air et de pression de vapeur saturante et de l'air disparaissent au détriment d'un coefficient égale à 1,28.

La dernière méthode de calcul de l'ETP est la formulation de Hargreaves (Hargreaves et al., 1975) utilisant le rayonnement net, les variations de température (minimum, maximum, moyenne) ainsi que la chaleur latente de vaporisation de l'eau.

La description de ces différentes méthodes, de ces équations et de ces termes utilisés ne sera pas détaillée ici, mais des détails plus approfondis sont disponibles dans Neitsch et al. (2011). ETP correspond à l'évapotranspiration maximale dans un système donné, mais c'est la valeur de l'ETR qui déterminera la quantité réelle d'eau évaporée. Cette ETR dépend en partie du stock d'eau disponible pour répondre à l'ETP. Dans un premier temps, l'eau interceptée par la canopée sera utilisée puis l'eau du sol de différents horizons sera mobilisée pour être évapotranspirée par les plantes et sublimée/évaporée du sol directement. Le modèle SWAT calcule dans un premier temps l'évaporation et dans un second temps la transpiration, telles qu'elles sont décrites dans Ritchie (1972). Les formules de transpiration varient également avec les méthodes d'ETP choisies. La transpiration par les plantes calculées à partir de la méthode Penman-Monteith (Jensen et al., 1990) dépend de paramètres météorologiques tandis que la méthode de Hargreaves utilise le paramètre LAI. Au final, le volume d'eau final réellement transpiré dépend des possibilités de prélèvements de l'eau par les plantes dans le sol.

La quantité d'eau évaporée du sol dépend du potentiel maximum de sublimation/évaporation du sol. Ce potentiel est lui-même dépendant de la biomasse et des résidus du sol. Finalement, en présence de neige, celle-ci s'évapore en premier lieu. En absence de neige, l'eau est prélevée des différents horizons du sol en fonction de la demande évaporatoire (fonction de la profondeur). Par défaut, le modèle SWAT établit que 50% de la demande évaporatoire soit appliquée dans les premiers 10 mm et 95% dans les premiers 100 mm du sol. La quantité d'eau prélevée, correspondant à la demande évaporatoire de chaque horizon, est déterminée par la différence entre les horizons supérieurs et inférieurs du sol :

$$E_{soil,ly} = E_{soil,zl} - E_{soil,zu} \cdot esco \quad (eq. 3)$$

Où $E_{soil,ly}$ est la demande évaporatoire pour l'horizon ly (mmH₂O), $E_{soil,zl}$ est la demande évaporatoire au plus profond de l'horizon (mmH₂O) et $E_{soil,zu}$ est la demande évaporatoire au plus haut sommet de l'horizon (mmH₂O). Il n'y a pas d'influence latérale des horizons voisins, mais le paramètre ESCO permet d'influencer sur la répartition de la demande évaporatoire des différents horizons du sol. Plus ESCO est grand, plus le modèle retirera de l'eau dans les horizons profonds.

b. Ruissellement et infiltration

La détermination de la quantité d'eau ruisselée et infiltrée à partir des précipitations peut être estimée dans SWAT à partir de deux méthodes : la méthode de coefficient d'écoulement, SCS curve number (USDA,1972) et la méthode d'infiltration de Green & Ampt (Green and Ampt, 1911). La première méthode, de loin la plus utilisée, estime la quantité d'eau ruisselée à partir de la teneur en eau du sol tandis que la seconde méthode nécessite des données à haute fréquence notamment pour les données de pluviométrie. Cette seconde méthode détermine la quantité d'eau infiltrée à partir du potentiel matriciel au front d'infiltration et de la conductivité hydraulique. Ne possédant pas de données pluviométriques infra-journalières, la méthode du SCS curve number, qui détermine la quantité d'eau ruisselée Q_{surf} , a été choisie :

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day}-0,2.S)^2}{(R_{day}-0,8.S)} \quad (eq. 4)$$

Q_{surf} dépend ainsi de la précipitation au jour day et d'un paramètre de rétention en eau défini comme suit :

$$S = 25,4 * (\frac{1000}{CN_{day}} - 10) \quad (eq. 5)$$

Où CN est le curve number du jour day considéré. Le CN varie dans le temps en fonction de la teneur en eau du sol et dans l'espace en fonction du type, des usages et de la topographie du sol. Pour chaque couple type de sol/occupation du sol, on distingue trois CN :

- CN1 en condition sèche au point de flétrissement
- CN2 en condition moyenne d'humidité
- CN3 en condition humide (capacité au champ)

Les CNs sont des paramètres primordiaux et sensibles du modèle. Le modélisateur peut calibrer le CN2, valeur à partir de laquelle sont calculés les deux autres CN. Plus de précisions peuvent être trouvées dans Neitsch et al. (2011). Finalement, la quantité d'eau s'infiltrant dans le sol est calculée par la différence entre le total des précipitations atteignant le sol et la quantité d'eau ruisselée.

Le débit de pointe de ruissellement est calculé à partir du débit maximal du ruissellement lors d'un épisode pluvieux. C'est un indicateur du pouvoir érosif d'une tempête permettant de prédire la perte de sédiments. Cet indicateur, exprimé en $m^3 \cdot s^{-1}$, est calculé à partir du coefficient de ruissellement, l'intensité pluviométrique (mm/hr) et l'aire du bassin (km^2).

Le volume d'eau infiltré dans le sol va alimenter le flux de subsurface ou percoler vers les aquifères superficiels ou profonds. Le flux de subsurface découle de la zone saturée du sol et peut être significatif dans certains milieux imperméables à conductivités hydrauliques élevées. Le flux de subsurface est simulé dans SWAT à partir du modèle de stockage cinématique développé par Sloan et

al. (1983). Ce modèle se fonde sur le volume d'eau et les pentes. Plus de détails sur le fonctionnement de ce module se trouvent dans Sloan and Moore (1984) et dans Neitsch et al. (2011).

La différence entre le volume infiltré et le flux de subsurface indique le volume s'infiltrant dans les aquifères. Le volume de recharge de la nappe est estimé par le modèle de Venetis (1969) et Sangrey et al. (1984) :

$$w_{rchrg,i} = \left(1 - e^{-\frac{1}{\sigma_{gw}}}\right) \cdot w_{seep} + e^{-\frac{1}{\sigma_{gw}}} \cdot w_{rchrg,i-1} \quad (eq. 6)$$

Avec $w_{rchrg,i}$ représentant l'eau entrante dans l'aquifère au jour i (mmH₂O), σ_{gw} le temps de drainage du sol (jours), w_{seep} le volume sortant des horizons inférieurs du sol au jour i (mmH₂O) et $w_{rchrg,i-1}$ l'eau entrante dans l'aquifère au pas de temps précédent $i-1$ (mmH₂O).

Une fois dans les aquifères l'eau peut rejoindre l'aquifère profond, être transférée aux horizons supérieurs, être prélevée pour les activités humaines ou contribuer au flux de nappe. Le volume d'eau migrant vers l'aquifère profond (mmH₂O), w_{deep} , dépend d'un coefficient de percolation β_{deep} et de l'eau entrante dans l'aquifère w_{rchrg} tel que :

$$w_{deep} = \beta_{deep} \cdot w_{rchrg} \quad (eq. 7)$$

La différence entre le volume d'eau entrant dans l'aquifère et le volume rejoignant les aquifères profonds représente le volume d'eau dans l'aquifère superficiel ($w_{rchrg,sh}$) :

$$w_{rchrg,sh} = w_{rchrg} - w_{deep} \quad (eq. 8)$$

Le volume d'eau transféré de l'aquifère vers le sol dépend du volume d'eau contenu dans l'aquifère souterrain. Si ce volume est inférieur à la limite de transfert $aq_{shthr,rvp}$ (défini par l'utilisateur), il n'y a pas de retour de nappe, sinon :

$$w_{revap} = w_{revap,mx} - aq_{shthr,rvp} \text{ si } aq_{shthr,rvp} < aq_{sh} \leq (aq_{shthr,rvp} + w_{revap,mx}) \quad (eq. 9)$$

$$w_{revap} = w_{revap,mx} \text{ si } aq_{sh} \geq (aq_{shthr,rvp} + w_{revap,mx}) \quad (eq. 10)$$

Où w_{revap} est le volume d'eau transféré vers le sol (mmH₂O), $w_{revap,mx}$ le volume maximum d'eau transférable depuis l'aquifère vers le sol (mmH₂O) défini à partir d'un coefficient de transfert et de l'évapotranspiration au jour i , aq_{sh} , le volume d'eau stocké dans l'aquifère superficiel au jour i (mmH₂O) et limite de transfert $aq_{shthr,rvp}$, la limite au-dessus de laquelle l'eau est transférée vers le sol.

Enfin, le retour des nappes au cours d'eau est modélisé comme suit :

$$Q_{gw,i} = Q_{gw,i-1} \cdot e^{-\alpha_{gw} \Delta t} + w_{rchrg,sh} \text{ si } aq_{sh} > aq_{shthr,q} \quad (eq. 11)$$

$$Q_{gw,i} = 0 \text{ si } aq_{sh} \leq aq_{shthr,q} \quad (eq. 12)$$

Où $Q_{gw,i}$ représente le flux de nappe qui va dans le cours d'eau au jour i , $Q_{gw,i-1}$ le flux au jour $i-1$, α_{gw} la constante de récession du flux de nappe, Δt le pas de temps de simulation (1 jour), $w_{rchrgn,g}$ le volume d'eau entrant dans l'aquifère superficiel au jour i , aq_{sh} le volume d'eau stocké dans l'aquifère superficiel au jour i et $aq_{shthr,q}$ la limite au-dessus de laquelle l'aquifère superficiel se déverse dans le cours d'eau.

La constante de récession, α_{gw} , influe sur l'écoulement de nappe par rapport au temps de recharge de celle-ci (Rycoft and Smedema, 1993). Il existe différentes manières de l'estimer dont l'observation du flux de nappe lors des périodes sans recharge de l'aquifère, c'est-à-dire lorsque l'élément $w_{rchrgn,g}$ de l'équation 11 précédente est nulle. On obtient alors :

$$\alpha_{gw} = \frac{1}{N} \cdot \ln\left(\frac{Q_{gw,N}}{Q_{gw,0}}\right) \quad (eq. 13)$$

Avec N le temps écoulé depuis le début de la récession en jour, $Q_{gw,0}$ le flux de nappe observé au début de la récession (mmH₂O), et $Q_{gw,N}$ les flux de nappe au temps N (mmH₂O).

Finalement, la hauteur de la nappe se calcule à partir du modèle de Hooghoudt (1940) à partir du flux d'eau souterraine, du drainage spécifique de l'aquifère, de la constante de récession du flux de nappe et de la hauteur de la nappe au pas de temps précédent.

2. Au sein de la rivière

L'écoulement d'une rivière est modélisé dans le modèle SWAT comme un écoulement en canal ouvert à l'image d'un tuyau rempli à moitié. SWAT utilise les équations de Manning afin de déterminer la vitesse et le taux d'écoulement. Le transfert d'eau dans le cours d'eau s'effectue exclusivement de l'amont à l'aval et peut-être modélisé par deux modèles: la méthode d'acheminement par stockage variable (de réservoir en réservoir) et la méthode de Muskingum.

Dans le modèle SWAT, le cours d'eau est représenté sous forme de trapèze (Figure 24). L'utilisateur doit définir la largeur et la profondeur du tronçon lorsque celui-ci est à la limite du débordement. La longueur du tronçon, la pente moyenne le long du tronçon ainsi que la valeur de Manning sont nécessaires et sont calculées à partir des données topographiques données en entrée du modèle. La largeur du fond du lit, W_{btm} est calculée à partir de la hauteur d'eau $depth$ et de la largeur du tronçon en débit de pleins bords ou la largeur maximale du lit mineur :

$$W_{btm} = W_{bnkfull} - 2 \cdot z_{ch} \cdot depth_{bnkfull} \quad (eq. 14)$$

Avec W_{btm} la largeur du fond du lit mineur (m), $W_{bnkfull}$, la largeur maximale du lit mineur en débit de plein bord (WWm), z_{ch} l'inverse de la pente des bords du tronçon et $depth_{bnkfull}$ la hauteur d'eau en débit de plein bord (m). Étant donné que z_{ch} peut être égale à 2, l'équation 14 peut être inférieure ou

égale à 0, dans ces conditions, W_{btm} est égale à 0,5. $W_{bnkfull}$ et la pente des bords du tronçon est recalculée à partir de l'équation 14.

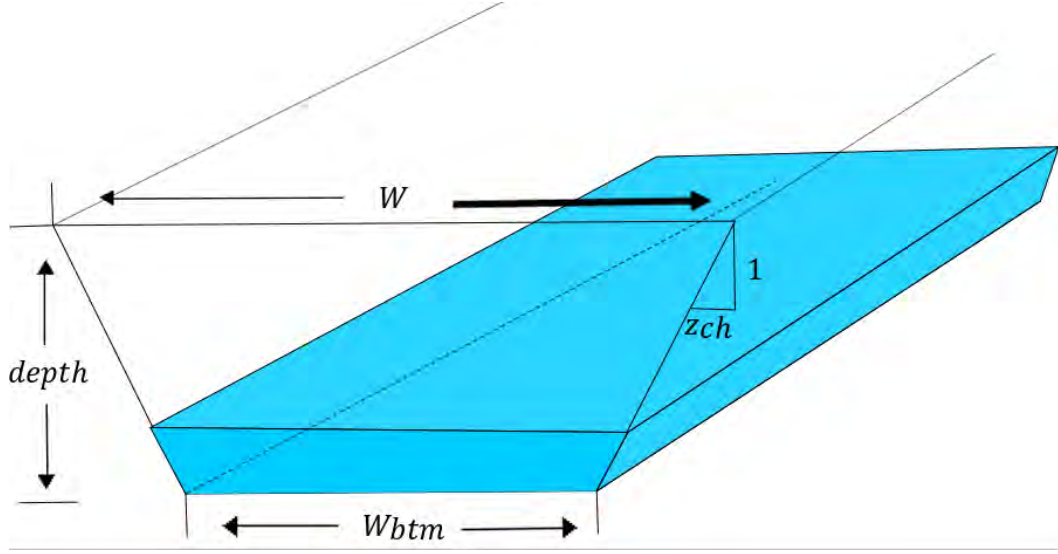


Figure 24: Représentation géométrique d'un cours d'eau dans SWAT adapté d'après Neitch et al. (2011).

SWAT achemine l'eau par volume. L'aire journalière de la section transversale du flux d'eau, A_{ch} est calculée en m^2 par :

$$A_{ch} = \frac{V_{ch}}{1000.L_{ch}} \quad (eq. 15)$$

Avec V_{ch} le volume d'eau stocké dans le tronçon (m^3) et L_{ch} la longueur du tronçon (km). La hauteur d'eau du tronçon est déduite pour chaque pas de temps à partir de :

$$depth = \sqrt{\frac{A_{ch}}{z_{ch}} + \left(\frac{W_{btm}}{2.z_{ch}}\right)^2} - \frac{W_{btm}}{2.z_{ch}} \quad (eq. 16)$$

Où $depth$ la hauteur d'eau du cours d'eau en m, A_{ch} l'aire transversale du tronçon pour une hauteur d'eau donnée (m^2), W_{btm} la largeur du fond du lit mineur (m), z_{ch} l'inverse de la pente des bords du tronçon. Lorsque le lit mineur déborde dans la plaine alluviale, l'équation ci-dessus n'est alors plus valide et la hauteur d'eau est alors recalculée en considérant ce débordement tel que :

$$depth = depth_{bnkfull} + \sqrt{\frac{(A_{ch} - A_{ch,bnkfull})}{z_{fld}} + \left(\frac{W_{btm,fld}}{2.z_{fld}}\right)^2} - \frac{W_{btm,fld}}{2.z_{fld}} \quad (eq. 17)$$

Avec $depth_{bnkfull}$ la hauteur d'eau maximale du tronçon en débit de plein bord, $A_{ch,bnkfull}$ l'aire transversale maximale du tronçon en débit de plein bord, $W_{btm,fld}$ la largeur de la plaine d'inondation et z_{fld} l'inverse de la pente latérale de la plaine d'inondation.

Une fois que la hauteur d'eau est calculée, le périmètre mouillé P_{ch} pour une profondeur $depth$ donnée (m) peut être déterminé tel que :

$$P_{ch} = W_{btm} + 2 \cdot depth \cdot \sqrt{1 + z_{ch}^2} \quad (eq. 18)$$

Le transfert des volumes d'eau le long du bassin versant utilisé dans SWAT a été développé par Williams (1969). Dans chaque tronçon à un instant i donné, il y a un volume d'eau entrant, un volume d'eau sortant, et un volume d'eau « stocké » dans le tronçon.

Les volumes d'eau dans un cours d'eau sont calculés dans chaque sous-bassin tel que :

$$V_{stored,2} = V_{stored,1} + V_{in} - V_{out} - t_{loss} - E_{ch} + div + V_{lmk} \quad (eq. 19)$$

Avec $V_{stored,2}$ et $V_{stored,1}$ les volumes d'eau stockés dans le cours d'eau respectivement au début et à la fin du pas de temps (m^3H_2O), V_{in} le volume d'eau entrant (m^3H_2O), V_{out} le volume d'eau sortant (m^3H_2O), t_{loss} le volume d'eau perdu par infiltration dans les aquifères (m^3H_2O), E_{ch} le volume d'eau évaporé depuis le cours d'eau (m^3H_2O) et div le volume d'eau ajouté ou retiré au cours d'eau par dérivation du fait d'une activité anthropique (m^3H_2O), et V_{lmk} le volume d'eau ajouté par un écoulement de nappe depuis les berges (m^3H_2O). Le volume div représente une source ou un puit d'eau ponctuel modulable par le modélisateur à travers les « points sources » et représente un rejet anthropique (station d'épuration par exemple) ou un pompage d'eau pour l'irrigation de culture ou pour l'alimentation en eau potable.

Lors des épisodes de crues, le modèle considère que la largeur de la plaine alluviale est égale à 5 fois la largeur du cours d'eau en débit de plein bord. Des modules intégrés dans SWAT permettent de gérer l'excédent d'eau et plus d'information est disponible à ce propos dans Neitsh et al. (2011).

4. Fonctionnement sédimentaire

La modélisation des sédiments dans SWAT est bien documentée et de nombreux travaux de recherches ont utilisé le modèle SWAT pour étudier le transfert de sédiment. L'érosion due au ruissellement et aux précipitations est estimée à partir du modèle de perte en sol (MUSLE ; Williams, 1976). MUSLE est reconnu dans le monde entier et découle d'une adaptation du modèle USLE. Les sédiments sont modélisés tels que :

$$sed = 11,8 \cdot (Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hru})^{0,56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG \quad (eq. 20)$$

Avec sed , l'export de sédiment au jour i en tonnes, Q_{surf} le volume d'eau ruisselé en ($mmH_2O \cdot ha^{-1}$), q_{peak} la portion de ruissellement lors d'une cure ($m^3 \cdot s^{-1}$), $area_{hru}$ l'aire de la hru (ha), K_{USLE} le coefficient d'érodibilité du sol, C_{USLE} le coefficient de couverture du sol, P_{USLE} le coefficient associé aux pratiques agricoles, LS_{USLE} le facteur associé à la topographie et enfin $CFRG$ un facteur de texture lié au pourcentage d'élément grossier du sol.

K_{USLE} , C_{USLE} , P_{USLE} , LS_{USLE} et $CFRG$ sont des variables calculées à partir de paramètres propres à la structure et à la texture du sol tels que la taille des particules, le pourcentage d'argile, le pourcentage

de matière organique... Le détail de calcul de ces variables est présenté dans Neitsch et al. (2011). L'ensemble de ces paramètres possède des valeurs par défaut en fonction de la nature du sol et est modifiable par le modélisateur. Dans le cadre de ce projet, une validation à dire d'expert a été effectuée par des pédologues spécialistes du Sud-Ouest européen.

La modélisation du transport des sédiments ne sera pas expliquée ici, mais est présente dans Neitsch et al. (2011).

5. Fonctionnement du cycle de l'azote

Le cycle de l'azote est complexe et est primordial dans la croissance des plantes. L'azote de par ces nombreuses formes (NO_3^- , NO_2 , NO_2^- , NO , N_2O , N_2 , NH_4OH , N_2H_4 , NH_3 , NH_4^+) est un élément très réactif et très amovible. C'est un système dynamique avec des échanges plus ou moins rapides entre les compartiments atmosphériques, terrestres et aquatiques. Le cycle de l'azote est modélisé dans les sols à l'échelle des HRU, dans les aquifères superficiels et dans la rivière. La figure 25 donne une vision d'ensemble de ces processus tels qu'intégrés dans le modèle SWAT.

1. Au sein des versants

Au niveau du sol pour chaque HRU, SWAT schématise le cycle de l'azote et sépare les formes azotées en deux catégories : l'azote minéral et l'azote organique. L'ammonium NH_4^+ , les nitrites NO_2^- et les nitrates NO_3^- font partis de l'azote minéral tandis que la forme organique comprend l'azote organique frais, l'humus actif et l'humus stable. L'humus actif peut interagir avec les intrants agricoles pour simuler la minéralisation. L'azote peut être introduit dans le système par fertilisation, épandage de fumier ou résidus végétal, par fixation à partir de bactéries symbiotiques ou non et par des pluies acides. A contrario, l'azote peut être enlevé du système par assimilation par les plantes, percolation dans le sol, transferts vers les aquifères profonds, lessivage ou érosion vers les cours d'eau, volatilisation et dénitrification.

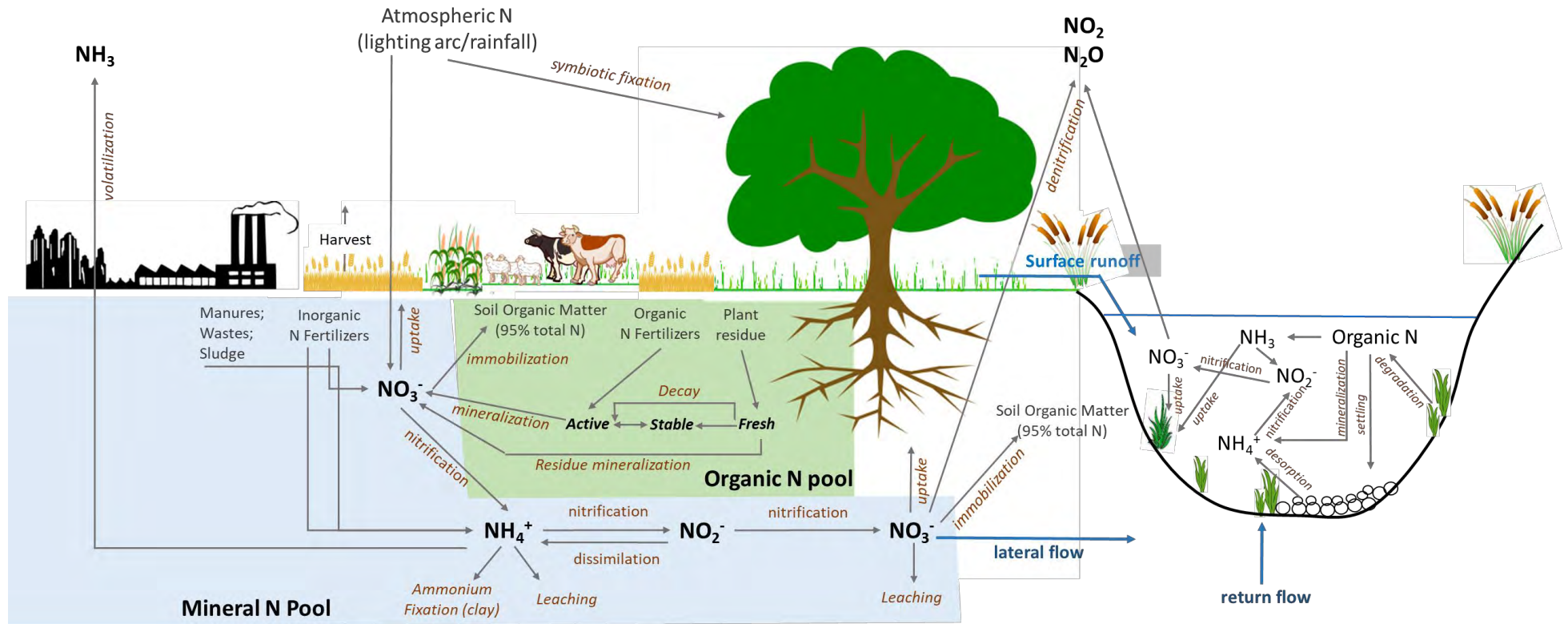


Figure 25: Cycle de l'azote dans les cours d'eau et dans les sols représenté dans le modèle SWAT d'après la description de Neitch et al. (2011) description.

a. La minéralisation, la décomposition et l'immobilisation

La décomposition, transformation des résidus organiques frais en composants organiques, la minéralisation, la conversion d'une forme organique non accessible aux plantes à une forme minérale assimilable par les plantes, et l'immobilisation, le processus inverse de minéralisation, sont modélisés dans SWAT. L'algorithme du modèle calcule la minéralisation nette incluant l'immobilisation (Seligman and van Keulen, 1981). La minéralisation et la décomposition se font à partir de l'azote organique « nouveau » apporté par les résidus de culture et la biomasse microbienne et de l'azote organique associé à l'humus actif. Ces processus sont dépendants de la disponibilité en eau et de la température du sol. Les processus ne se produisent pas si la température du sol est inférieure à 0°C. Les équations suivantes permettent de générer les facteurs de température et d'eau du cycle des nutriments :

$$\gamma_{tmp,ly} = 0,9 \cdot \frac{T_{soil,ly}}{T_{soil,ly} + e^{(9,93 - 0,312 \cdot T_{soil,ly})}} + 0,1 \quad (eq. 21)$$

$$\gamma_{sw,ly} = \frac{SW_{ly}}{FC_{ly}} \quad (eq. 22)$$

Avec $\gamma_{tmp,ly}$ le facteur température du cycle des nutriments pour la couche ly , $\gamma_{sw,ly}$ le facteur disponibilité en eau du cycle des nutriments pour la couche ly , $T_{soil,ly}$ la température de la couche ly (°C), SW_{ly} la teneur en eau de la couche ly (mm H₂O) et FC_{ly} la teneur en eau de la couche ly à la capacité au champ ou autrement dit à la capacité de rétention maximale en eau du sol (mmH₂O). Les facteurs $\gamma_{tmp,ly}$ et $\gamma_{sw,ly}$ ne peuvent pas être inférieurs à 0,1 et 0,05 respectivement.

La minéralisation est calculée à partir de deux compartiments azotés différents, le compartiment azoté actif de l'humus et le compartiment azoté organique frais, à partir des équations suivantes :

$$N_{mina,ly} = \beta_{min} \cdot (\gamma_{tmp,ly} \cdot \gamma_{sw,ly})^{1/2} \cdot orgN_{act,ly} \quad (eq. 23)$$

$$N_{minf,ly} = 0,8 \cdot \delta_{ntr,ly} \cdot orgN_{frsh,ly} \quad (eq. 24)$$

Avec $N_{mina,ly}$ l'azote minéralisé à partir du compartiment actif de l'humus (kgN.ha⁻¹), β_{min} le taux de coefficient de minéralisation des nutriments organiques de l'humus actif, $\gamma_{tmp,ly}$ le facteur température du cycle des nutriments, $\gamma_{sw,ly}$ le facteur disponibilité en eau du cycle des nutriments, $orgN_{act,ly}$ la quantité d'azote présent dans le compartiment actif de la couche ly (kgN.ha⁻¹), $N_{minf,ly}$ l'azote minéralisé à partir du compartiment azoté organique frais (kgN.ha⁻¹), $\delta_{ntr,ly}$ la constante du taux de décomposition des résidus, $orgN_{frsh,ly}$ la quantité d'azote présent dans le compartiment azoté organique de la couche ly (kgN.ha⁻¹).

La nitrification et la volatilisation ammoniacale

La nitrification est une oxydation permise par les bactéries du sol permettant une transformation de l'ammonium au nitrate. Lorsque l'ammonium est présent sur un sol calcaire ou en présence d'urée,

un dégazage d'ammoniac (NH_3) se produit. SWAT modélise ces deux processus à partir des méthodes développées par Reddy et al. (1979) et Godwin et al. (1984). La quantité d'ammonium totale transformée par nitrification et volatilisation est d'abord calculée puis divisée en deux processus. La nitrification est fonction de la température du sol et de la teneur en eau des sols tandis que la volatilisation ammoniacale est fonction de la température du sol, de la profondeur et de la capacité d'échange de cations. La volatilisation ammoniacale est inhibée si la température du sol est inférieure à 5°C. Le calcul de ces facteurs de contrôle est décrit dans Nietzsche et al. (2011). La quantité d'azote nitrifiée à partir de la quantité d'ammonium présent dans le sol est exprimée comme suit :

$$N_{nit,ly} = \frac{fr_{nit,ly}}{(fr_{nit,ly} + fr_{vol,ly})} \cdot N_{nit,vol,ly} \quad (eq. 25)$$

Où $N_{nit,ly}$ représente la quantité de NH_4^+ transformée en NO_3^- dans la couche ly ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$), $fr_{nit,ly}$ la fraction estimée de perte azotée par nitrification, $fr_{vol,ly}$ la fraction estimée de perte azotée par volatilisation et $N_{nit,vol,ly}$ la quantité d'ammonium totale transformée par nitrification et volatilisation dans la couche ly ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$).

b. La dénitrification dans les sols

Le processus de dénitrification dans les sols, de réduction du nitrate en diazote en condition anaérobie est simulé dans SWAT. Cette dénitrification est fonction de la teneur en eau des sols, de la présence de carbone et de nitrate. Elle est déterminée pour chacune des couches ly à partir des équations suivantes :

$$N_{denit,ly} = \text{NO}_{3,ly} \cdot (1 - e^{-\beta_{denit} \cdot \gamma_{tmp,ly} \cdot \text{orgC}_{ly}}) \quad \text{si } \gamma_{ly,thr} \geq \gamma_{SW,thr} \quad (eq. 26)$$

$$N_{denit,ly} = 0 \quad \text{si } \gamma_{ly,thr} < \gamma_{SW,thr} \quad (eq. 27)$$

Avec $N_{denit,ly}$ le taux de dénitrification de la couche ly ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$), $\text{NO}_{3,ly}$ la quantité de nitrates dans la couche ly ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$), $\gamma_{tmp,ly}$ le facteur température du cycle de nutriment, orgC_{ly} la quantité de carbone organique de la couche ly (%), $\gamma_{sw,ly}$ le facteur teneur en eau du cycle de nutriment de la couche ly et $\gamma_{sw,thr}$ la limite du facteur $\gamma_{sw,ly}$ au-dessus de laquelle la dénitrification a lieu déterminée par l'utilisateur.

2. Au sein de la rivière

Dans les tronçons des cours d'eau, le modèle SWAT prend en compte les mouvements d'eau, mais également de sédiment, de nutriment et de pesticide, mais le modèle simule également les cycles des nutriments notamment celui de l'azote au sein du cours d'eau que j'ai nommé par anglicisme « in-stream ». La dynamique du mouvement des nitrates dans chaque tronçon est fondée sur le modèle QUAL2E (Brown and Barnwell, 1987) qui intègre les mêmes processus présents dans le sol c'est-à-dire la volatilisation ammoniacale, l'addition azotée, la minéralisation azotée, la nitrification et la dénitrification (Nietzsch et al., 2011). Le module QUAL2E intégré dans le modèle SWAT (Figure 26) tient compte des facteurs de perturbations du cycle de l'azote, la production algale, la demande et la consommation en oxygène, l'interaction avec l'atmosphère et leurs effets sur l'oxygène dissous. Le

modèle est également contraint par la dissolution azotée dans le tronçon ainsi que par la quantité d'azote absorbée dans les sédiments. Les éléments dissous sont transportés d'amont en aval tandis que les éléments adsorbés sont déposés au fond du lit de la rivière. Pour simplifier, les processus présents dans SWAT peuvent être divisés en deux parties : les processus biologiques et les processus physiques. Les processus physiques sont liés aux connectivités des eaux de surface avec les aquifères et les versants et s'expriment au sein de la zone hyporhéique. La zone hyporhéique est l'ensemble des sédiments saturés en eau situés au-dessous et à côté d'un cours d'eau contenant une certaine proportion d'eau de surface (White, 1993). Les connectivités hydrologiques dépendent de la morphologie de la rivière (Stewardson et al., 2016) et des flux hydrologiques entre les eaux de surface et les eaux souterraines.

Les processus biologiques comptent deux compartiments indissociables dans le modèle : le cycle de l'azote modélisé dans la colonne d'eau à partir des équations de QUAL2E et le cycle de l'azote modélisé dans la zone benthique à partir du module benthique. SWAT permet de désactiver les processus biologiques mettant en avant la modélisation des processus physiques.

Le modèle QUAL2E utilise l'azote dissous présent dans la colonne d'eau. La capacité d'auto-épuration d'un cours d'eau est déterminée principalement à partir de la capacité du cours d'eau à maintenir une concentration en oxygène dissous adéquat pour réaliser les processus in-stream. Cette concentration en oxygène dissous est dépendante de la capacité de photosynthèse des plantes durant le jour et de la capacité de respiration des algues durant la nuit. La croissance et la mort des algues font partie du cycle de l'azote modélisé dans la colonne d'eau. L'ensemble des équations modélisant la croissance des algues, leur capacité respiratoire et de photosynthèse ainsi que les facteurs limitant influençant ces processus ne seront pas décrits en détail ici, mais peuvent être trouvés dans Neitsch et al. (2011) et dans Barnwell and Brown (1987). Dans la colonne d'eau, le cycle de l'azote est modélisé par les processus de transformation de l'azote organique en ammonium, de l'ammonium en nitrite et finalement de nitrite en nitrate à partir des équations différentielles suivantes :

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dorgN}{dt} = \alpha_1 \cdot \rho_a \cdot [algae] - \beta_3 \cdot [orgN] - \sigma_4 \cdot [orgN] \\ \frac{dNH_4}{dt} = \beta_3 \cdot [orgN] - \beta_1 \cdot [NH_4] + \frac{\sigma_3}{d} - F \cdot \alpha_1 \cdot \mu \cdot [algae] \\ \frac{dNO_2^-}{dt} = \beta_1 \cdot [NH_4] - \beta_2 \cdot [NO_2^-] \\ \frac{dNO_3^-}{dt} = \beta_2 \cdot [NO_2^-] - (1 - F) \alpha_1 \cdot \mu \cdot [algae] \end{array} \right. \quad (eq. 28)$$

Avec $[orgN]$ $[NH_4]$ $[NO_2^-]$ $[NO_3^-]$ les concentrations en élément azoté respectif ($mgN.L^{-1}$), $[algae]$ la concentration en biomasse algale ($mgA.L^{-1}$), β_1 la constante de vitesse de l'oxydation en NH_4 ($jour^{-1}$), β_2 la constante de vitesse de l'oxydation en NO_3^- ($jour^{-1}$), β_3 le taux d'hydrolyse de l'azote organique ($jour^{-1}$), α_1 la fraction azotée de la biomasse algale ($mgN.mgA^{-1}$), σ_4 la constante de vitesse de sédimentation de l'azote organique ($jour^{-1}$), σ_3 le taux de benthos source pour le NH_4

($\text{mgN.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$), ρ_a le taux de respiration algale (jour^{-1}), d la hauteur d'eau moyenne (en m^2), μ la vitesse de croissance spécifique des algues (jour^{-1}), F la fraction d'absorption de l'azote algale issue du réservoir d'ammoniac.

F est défini comme suit :

$$F = \frac{P_{N.NH_4}}{P_{N.NH_4} + (1 - P_N).NO_3^-} \quad (\text{eq. 29})$$

Ces équations sont fonction des conditions d'écoulement et du taux d'oxygène dissous. Lorsque le taux d'oxygène dissous est trop faible, le processus de nitrification est inhibé. Le module QUAL2E est donc une simplification du cycle de l'azote ayant donné des bilans de masses pertinents (Bailey and Ahmadi, 2014; Migliaccio et al., 2007) mais le processus de dénitrification, mécanisme d'élimination des nitrates dans la rivière le plus probable, n'y est pas représenté.

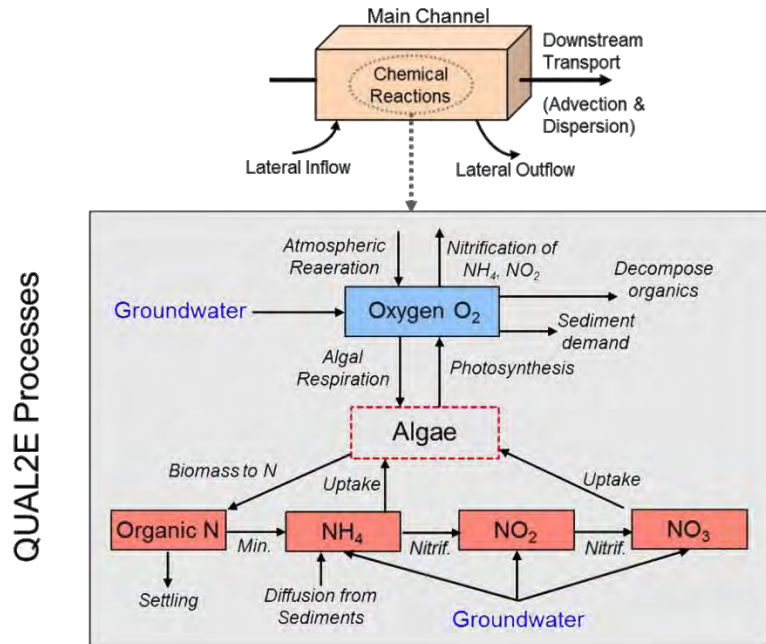


Figure 26: Schéma conceptuel du module QUAL2E intégré dans le modèle SWAT et simulant le cycle de l'azote dans la colonne d'eau et dans les sédiments (adaptée de Bailey and Ahmadi (2014))

6. Fonctionnement de l'impact anthropique

1. Le module agronomique

Le modèle SWAT accorde une grande importance au module agronomique et en particulier à la croissance des plantes. Le module agronomique utilise une version simplifiée de EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator ; Williams et al., 1989). SWAT possède une base de données modulable des végétations comportant initialement 121 typologies de végétations qui sont répertoriées en sept groupes de classification : (1) légumineuses annuelles de saison chaude, (2) légumineuses annuelles de saison froide, (3) légumineuses pérennes, (4) plantes annuelles de saison chaude, (5) plantes annuelles de saison froide, (6) plantes pérennes, et (7) arbres.

La croissance des plantes se fonde sur une approche basée sur l'efficacité de l'utilisation du rayonnement à partir d'équations empiriques. La croissance de la plante peut être inhibée par des stress liés à la température, la disponibilité en eau ou en nutriments. Tout d'abord, un taux de croissance optimal est calculé et ce taux sera contraint par des facteurs limitant. Le développement des plantes est fonction de l'accumulation de chaleur mesurée à partir des unités de chaleur (Heat Units – HU). La température en particulier la température moyenne journalière régit la croissance potentielle des plantes représentées par l'emménagement des HU. Les HU indiquent le stade de développement de la plante variant de 0 à 1,5, avec 0 au moment de la semence des graines et 1 au moment optimal où la plante doit être récoltée. L'accumulation des HU est uniquement possible lorsque la température moyenne journalière, T_{av} (°C), est supérieur au minimum de température requis pour que la plante grandisse (T_{base}). Le nombre total de HU requis pour qu'une plante atteigne son stade de maturité est calculé comme suit :

$$PHU = \sum_{d=1}^m HU = \sum_{d=1}^m (\overline{T_{av}} - T_{base}) \quad (eq. 30)$$

Avec PHU la somme d'unité de chaleur requise pour atteindre le stade final de maturité, HU l'unité de chaleur accumulée au jour d avec d=1 correspondant au jour de semence et m le nombre de jours requis pour qu'une plante puisse atteindre son stade de maturité final.

La biomasse potentielle se fonde sur la méthode développée par Monteith (1977) en utilisant l'Efficacité de l'Utilisation du Rayonnement (EUR) qui correspond à la quantité de biomasses sèches produite par interception de la radiation lumineuse. L'EUR est définie par défaut dans la base de données végétales et est supposée être indépendante du stade de développement de la plante. La biomasse totale, calculée pour un jour d, correspond à la somme des augmentations potentielles de la biomasse végétale totale définie à partir du rayonnement photosynthétiquement actif intercepté :

$$bio = \sum_{i=1}^d \Delta bio_i = \sum_{i=1}^d EUR \cdot H_{phosyn} \quad (eq. 31)$$

Avec *bio* la biomasse totale de la plante (kg.ha⁻¹), Δbio_i la croissance de la biomasse totale de la plante au jour *j* (kg.ha⁻¹), EUR l'efficacité de l'utilisation du rayonnement (kg.ha⁻¹.(MJ.m⁻²)⁻¹) et H_{phosyn} la quantité de rayonnement photosynthétiquement actif intercepté au jour d (MJ.m⁻²).

Le calcul de la biomasse produite dépend entre autres de l'indice de développement foliaire (LAI) représentant le développement de la canopée qui influe sur l'efficacité du rayonnement intercepté (EUR). Le stade de croissance indiqué par la valeur du HU permet au modèle de répartir la biomasse totale de la plante entre les parties aériennes et les parties souterraines (racines). Lorsque la plante est à maturité (HU = 1) le taux de transpiration se réduit, les cultures devraient être récoltées. Quant aux plantes pérennes et aux arbres, le système de HU est couplé à un nombre d'années, spécifique à chaque espèce.

Au sein du modèle, la récolte des plantes est modélisée comme une partie de la biomasse qui est retirée du HRU, c'est le rendement agricole. Une partie de la plante est retirée du système et une autre partie est convertie en résidus végétaux qui seront dégradés par la suite. Chaque espèce végétale possède un indice de rendement (Harvest Index, HI) variant de 0,0 à 1,0 pour la plupart des espèces. Les espèces où les racines sont également récoltées par exemple les patates douces peuvent avoir un HI supérieur à 1,0.

L'absorption de l'eau par la plante dépend en partie de la profondeur des racines et de la teneur en eau du sol. En cas de sol sec, la plante peut réquisitionner l'eau des horizons inférieurs régie dans le modèle par le facteur de compensation de prélèvement, $EPCO$, variant de 0,01 à 1. L'absorption de l'eau par la plante peut être influencée par des pratiques culturales modélisables dans SWAT, par exemple avec l'irrigation. L'indice HI est calculé de façon journalière tout au long du développement de la plante comme suit :

$$HI = HI_{opt} \cdot \frac{100 \cdot fr_{PHU}}{(100 \cdot fr_{PHU} + e^{11,1 - 10 \cdot fr_{PHU}})} \quad (eq. 32)$$

Avec HI, l'indice de rendement pour un jour d , HI_{opt} l'indice de rendement potentiel pour une plante à maturité ayant eu des conditions de croissance idéale, et fr_{PHU} la fraction d'unité de chaleur potentielle accumulée par la plante pour un jour donné durant sa période de croissance. La variation de l'indice HI_{opt} varie selon une courbe sigmoïde durant la période de croissance de la plante. Le rendement de la plante d'une année donnée se calcule par :

$$yld = bio_{ag} \cdot HI \quad \text{avec } HI \leq 1 \quad (eq. 33)$$

$$yld = bio \cdot \left(1 - \frac{1}{(1+HI)}\right) \quad \text{avec } HI \geq 1 \quad (eq. 34)$$

Avec yld le rendement de culture ($kg \cdot ha^{-1}$), bio_{ag} la biomasse aérienne au jour de récolte ($kg \cdot ha^{-1}$), HI l'indice de rendement au jour de récolte et la biomasse total de la plante au jour de récolte ($kg \cdot ha^{-1}$) Le facteur bio_{ag} se calcule à partir de la fraction racinaire de la biomasse totale au jour de récolte et de la biomasse totale de la plante telle que :

$$bio_{ag} = (1 - fr_{root}) \cdot bio \quad (eq. 35)$$

Le modèle SWAT donne la possibilité d'intégrer des itinéraires techniques de façon plus ou moins précise.

2. La modélisation des activités humaines dans SWAT

SWAT a été développé dans l'objectif de quantifier l'impact de l'homme via les pratiques culturales et la gestion de l'eau sur les cycles biogéochimiques. Le modèle intègre donc de nombreuses possibilités d'intégration de l'impact de l'homme.

On peut les diviser en quatre catégories de gestion : (1) les pratiques agricoles liées à la production agricole, (2) les pratiques de productions du secteur primaire, secondaire et/ou tertiaire liées à la gestion de l'eau, (3) la gestion de l'eau en zone urbaine, (4) les pratiques environnementales liées à la gestion de l'eau.

Les pratiques agricoles sont très diversifiées dans SWAT. On peut simuler la récolte des cultures, mais également l'impact du pâturage, l'épandage de fumier, le labour, l'application des pesticides ou encore la fertilisation (N, P, K).

La gestion de l'eau à des fins agricoles ou sociétales peut être également être mise en place dans SWAT par exemple la pratique de l'irrigation. Il est possible de simuler plus en détails ces pratiques en intégrant des barrages, des réseaux de drainage, des transferts d'eau hors du bassin versant ou encore des voies d'eau et des rigoles d'interception engazonnées.

L'influence des zones urbaines peut également être simulée que ce soit en émission ou interception de volume d'eau, de sédiments ou de polluants. Il est possible d'intégrer la consommation en eau d'une ville, mais également le rejet urbain et industriel à travers l'intégration de « points-sources » ou sources ponctuelles. À l'intérieur des HRU possédant une occupation de sol urbaine le calcul de l'écoulement est différent notamment avec l'intégration des zones bétonnées accélérant le lessivage, mais le stockage d'eau est également possible (récupération des eaux de pluie). Le modèle intègre même un module de nettoyage des rues ayant une influence sur le lessivage des polluants.

Finalement, le modélisateur peut avoir une influence sur la gestion environnementale par l'intégration de forêts ou bandes riveraines, ayant un rôle de zones tampons, de mares, de zones humides ou même de grotte ou des zones de dénivelées.

Par la suite, une explication non exhaustive des pratiques utilisées dans le cadre de cette thèse sera apportée.

a. Les pratiques agricoles liées à la production agricole,

La fertilisation est la pratique la plus importante à intégrer au sein de chaque HRU agricole car directement liée au lessivage des nitrates. L'utilisateur peut choisir d'intégrer la fertilisation de manière planifiée ou automatique. Concernant la fertilisation planifiée, l'utilisateur choisit le type de fertilisants, la quantité à appliquer et les jours d'application en fonction des jours juliens ou en fonction des HU indiquant le stade de développement de la plante. L'autofertilisation s'enclenche lorsque le seuil de stress azoté de la plante, déterminé par l'utilisateur, est atteint. Dans le cas de l'autofertilisation, l'utilisateur indique le type de fertilisation, la fraction totale de fertilisant appliqué à la surface du sol, la quantité maximale annuelle de fertilisant pouvant être appliquée, la quantité maximale de fertilisation à chaque application et l'efficacité de l'application de fertilisant. L'efficacité de l'application de fertilisant est assignée par l'utilisateur et indique l'efficacité de la plante à absorber les fertilisants. Si l'utilisateur

veut simuler un lessivage des fertilisants, la valeur de l'efficacité d'application sera supérieure à 1, à l'inverse, si l'utilisateur veut simuler une application optimale, le paramètre sera égal à 1.

b. Les pratiques de productions des secteurs primaires, secondaires et/ou tertiaires liées à la gestion de l'eau

À l'image de la fertilisation, l'irrigation peut être intégrée par l'utilisateur de manière planifiée ou automatique. L'irrigation planifiée est mise en place par l'utilisateur en indiquant le moment d'application, le volume d'eau à appliquer, et la source de l'eau irriguée. En effet, l'eau peut provenir de quatre sources différentes : du cours d'eau, des nappes phréatiques, d'un réservoir ou d'une source extérieure. Une source extérieure simule un canal artificialisé amenant de l'eau de l'extérieur du bassin versant, dans ce cas, un volume d'eau est ajouté. L'auto-irrigation est enclenchée chaque fois que la plante atteint un certain seuil de stress hydrique ou lorsque le sol atteint un certain seuil de sécheresse. Ces seuils de déclenchement de l'irrigation sont définis par l'utilisateur ainsi que le volume d'eau maximale pouvant être appliqué. Si l'utilisateur choisit une auto-irrigation régulée par le déficit hydrique du sol, le phénomène d'irrigation est beaucoup plus fréquent.

Le secteur primaire avec l'irrigation peut influencer la gestion de l'eau et avoir une influence sur les plans de gestion. Dans le bassin versant de la Garonne, les eaux de surface des coteaux de Gascogne sont gérées par la Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne (CACG) afin d'assurer un partage équitable des eaux de surface sur le territoire pour l'alimentation en eau potable, la préservation de la biodiversité, le besoin des industries et de l'agriculture, la pêche... Dans cette région, des canaux artificiels sont mis en place pour alimenter les lits mineurs des cours d'eau de Gascogne, naturellement à sec en surface, à partir du débit de la Neste. Il y a alors un transfert d'eau entre sous-bassins versants modélisables par le modèle SWAT de plusieurs manières différentes. La première en utilisant le module de transferts d'eau en considérant un volume d'eau à transférer d'un bassin à un autre ou un volume d'eau apporté d'une source extérieure. Le modélisateur peut également choisir de prélever de l'eau d'un sous-bassin en utilisant le module « consommation de l'eau » et d'ajouter un volume à un autre bassin versant en utilisant des sources ponctuelles. Finalement, le cours d'eau peut être alimenté par un barrage.

Il existe plusieurs types de barrages (en remblais, poids, voûte, mobiles...) pour différents usages notamment pour le contrôle des crues, l'hydroélectricité, l'irrigation, l'industrie, une réserve en eau potable... Les barrages peuvent avoir une grande influence sur le régime hydrique d'un bassin. C'est le cas pour certaines parties de la Garonne. Par exemple, l'amont du barrage Pareloup, situé dans le Massif Central, ne reçoit plus de débit en son sein et l'eau du barrage permet d'alimenter le Viaur et le Tarn par des canaux artificiels (Figure 27). SWAT permet de modéliser des retenues appelées « Réservoirs » situées au niveau des cours d'eau (Figure 28). Le bilan en eau s'exprime comme suit :

$$V = V_{stored} + V_{flowin} - V_{flowout} + V_{pcp} - V_{evap} - V_{seep} \quad (eq. 36)$$

Avec V le volume d'eau présent dans la retenue à la fin du jour d ($\text{m}^3 \text{H}_2\text{O}$), V_{stored} le volume d'eau stocké dans la masse d'eau au début du jour d ($\text{m}^3 \text{H}_2\text{O}$), V_{flowin} le volume rentrant dans la masse d'eau au jour d ($\text{m}^3 \text{H}_2\text{O}$), V_{flowout} le volume sortant de la masse d'eau au jour d ($\text{m}^3 \text{H}_2\text{O}$), V_{pcp} le volume qui tombe dans la masse d'eau au jour d ($\text{m}^3 \text{H}_2\text{O}$), V_{evap} le volume d'eau retiré de la masse d'eau par évaporation au jour d ($\text{m}^3 \text{H}_2\text{O}$), V_{seep} le volume d'eau perdu par la masse d'eau par infiltration ($\text{m}^3 \text{H}_2\text{O}$). Le détail de calcul de chacun de ces volumes se trouve dans Neitch et al. (2011). Le calcul de V_{flowout} peut être calculé de quatre manières différentes à partir (i) des débits sortants journaliers mesurés, (ii) des débits sortants mensuels mesurés (iii) le taux annuel moyen de lâcher ou (iv) un débit sortant automatisé à partir d'objectif de lâcher. Les deux premières méthodes reposent sur des prélèvements effectués en sortie de barrages. Le modèle intègre ces sorties de barrage au modèle. Pour la troisième méthode, les flux sortants du réservoir sont déterminés à partir du degré de remplissage des réservoirs. Le réservoir stocke l'eau jusqu'à ce que le premier déversoir soit atteint. Une fois cette limite atteinte, le réservoir stocke une partie de l'eau et rejette le volume d'eau restant. Si la capacité maximale du barrage est atteinte, il y a débordement. Finalement, la dernière méthode de détermination du débit sortant du réservoir est calculée à partir de la capacité de stockage mensuelle visée. L'utilisateur indique un volume mensuel de stockage visé ou une gamme de débits sortants en indiquant le minimum et le maximum des débits sortant pour chaque mois. Le modèle optimise ainsi le stockage d'eau des barrages ainsi que les volumes rejetés. La simulation des barrages dans SWAT est complexe, mais est primordiale pour certains bassins où l'hydrologie est impactée par la présence d'un barrage (par exemple celui de Pareloup).

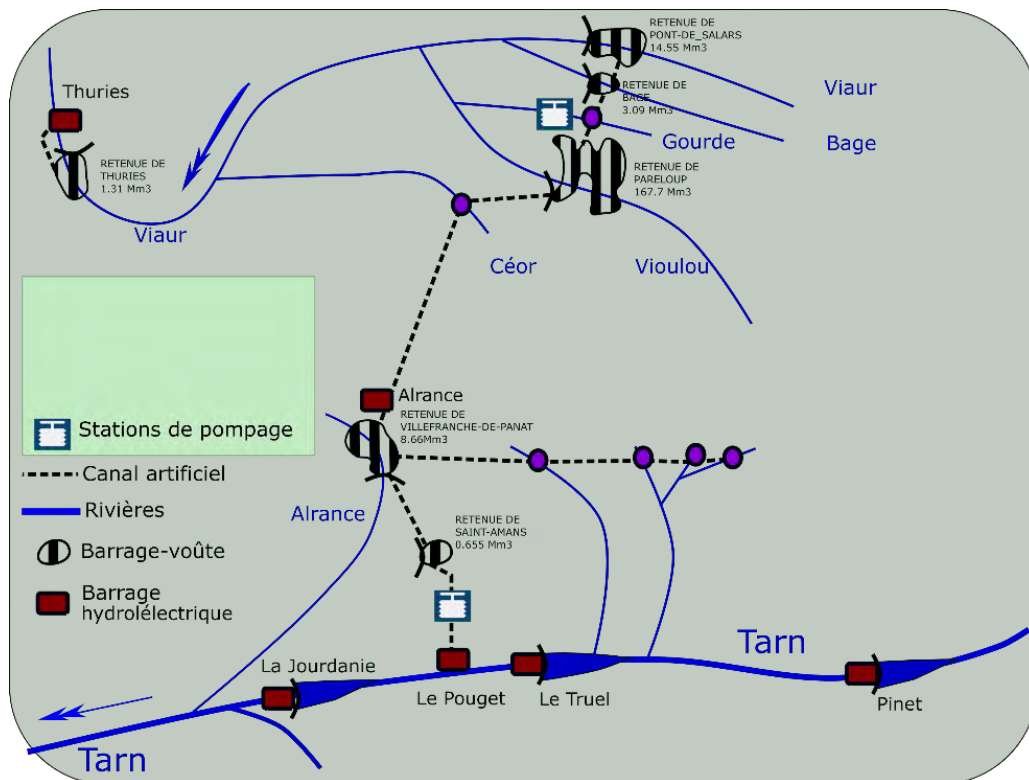


Figure 27: Schéma hydraulique des bassins Tarn-Viaur, adapté de Kent (2012) et EDF (1994)

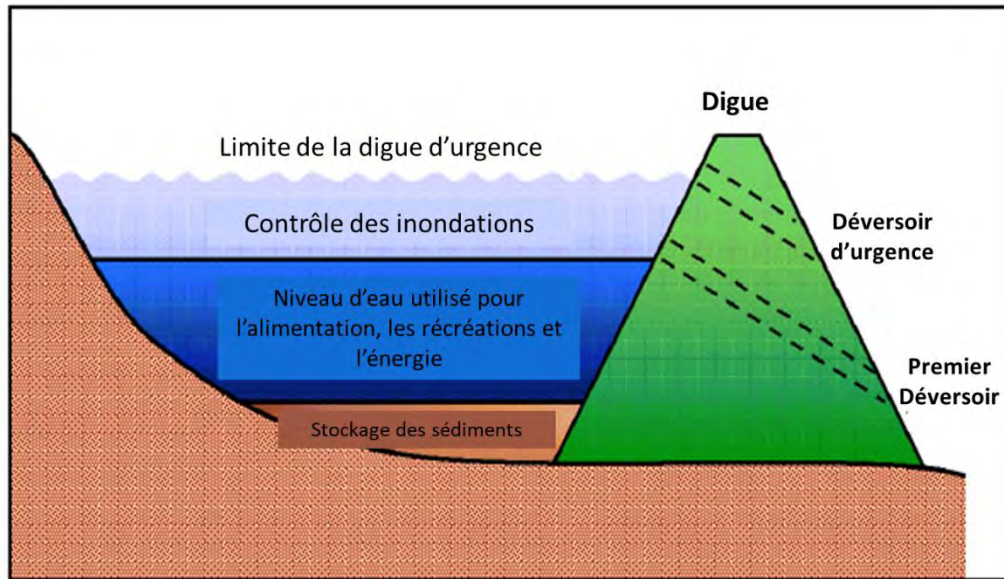


Figure 28: Schématisation d'un réservoir dans SWAT d'après Ward and Elliot (1995)

c. La gestion de l'eau en zone urbaine

En zone urbaine, déterminée par l'occupation du sol, une gestion de l'eau urbaine est mise en place par défaut pour notamment simuler le lessivage plus important que dans les zones forestières par exemple. Il est également possible de paramétrer et de calibrer toutes ces activités, notamment, en ajoutant des sources ponctuelles, nommées « Point Source », PS. Ces PS permettent d'ajouter un volume d'eau ou de polluants dans le milieu non associé à une partie du territoire, par exemple une source des stations d'épuration ou une zone industrielle. L'utilisateur paramètre alors le modèle en indiquant un volume d'eau et/ou de polluant à l'échelle journalière, mensuelle ou annuelle. Ces volumes sont alors transférés au cours d'eau.

d. Autres pratiques liées à la gestion de l'eau.

Les bandes enherbées peuvent être simulées dans SWAT et ont un impact sur le lessivage des nutriments et des pesticides. Les mares et zones humides dans le modèle fonctionnent comme une petite masse d'eau au sein d'un sous-bassin. La mare ou zone humide reçoit alors une fraction du flux d'eau total du sous-bassin qui est corrélé à la superficie de la mare ou de la zone humide. La balance en eau utilise la même équation que celle utilisée pour les barrages (eq. 36) mais les volumes entrants et sortants sont associés à la mare ou à la zone humide.

L'ensemble des détails de la modélisation de ces pratiques se trouve dans Neitch et al. (2011). La majorité des applications se fait par HRU. L'utilisateur peut donc effectuer une pratique très spécifique par HRU ou beaucoup plus généralisée pour une zone du sous-bassin ou par type de culture. Cette panoplie et diversité de pratiques est un des avantages du modèle SWAT. La modélisation de ces pratiques a été développée au fil des années par la grande communauté d'utilisateur de SWAT et est donc en constante progression. Cependant, le développement et la multiplication des paramètres

complexifient la prise en main du modèle et son calibrage. La mise en place de ces pratiques alourdit le processus de calibration du modèle, mais s'avère nécessaire sur des bassins versants anthropisés afin d'avoir une bonne représentation du cycle de l'azote à l'échelle d'un bassin.

7. Définition des entrées du modèle

La création d'un modèle SWAT est possible grâce à un couplage à un Système d'Information Géographique (SIG). Le SIG permet de créer les données géographiques d'entrée du modèle et sert d'interface à l'utilisation du modèle. Deux interfaces fonctionnant de la même manière ont été développées pour le modèle SWAT : ArcSWAT utilisant l'interface Arcgis et QSWAT utilisant QGIS. La version ArcSWAT 2012, disponible sur <https://swat.tamu.edu/>, a été utilisée dans cette étude.

Dans un premier temps, le SIG permet de délimiter le ou les bassins versants étudiés à partir d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT), indiquant le niveau d'élévation de chacun des pixels du raster. Des fonctions de traitement permettent ensuite de déterminer le remplissage, la direction des flux, l'accumulation des flux et le calcul du drainage pour déterminer le réseau hydrographique et les sous-bassins associés. Un sous-bassin versant est la zone délimitée entre chaque confluence du réseau hydrographique. Le découpage des sous-bassins peut être également modulé par l'ajout ou la suppression de sous-bassins. Ce découpage dépend de facteurs physiques et techniques. Il doit prendre en compte les caractéristiques physiques et hydroclimatiques d'une part, mais également l'emplacement des stations de jaugeage d'autre part, lieux où le modèle pourra être calibré. L'interface SIG et le modèle SWAT ont également des capacités limitées des traitements de calcul. Des projets utilisant des données d'entrée trop précises ne pourront pas être mis en place (défaillance du logiciel) ou le temps de mise en route du modèle sera trop élevé rendant difficile la phase de calibration.

Dans un second temps, les sous-bassins du projet sont discrétisés en Unités de Réponse Hydrologique, composées d'une combinaison unique et différente des données de pente, d'occupation de sol et de type de sol. Comme pour la définition des sous-bassins l'utilisateur peut moduler la génération des HRU de différentes manières. L'utilisateur peut choisir tout d'abord de générer l'ensemble des possibilités de HRU. Il peut également choisir d'attribuer à un sous-bassin la HRU dominante ou les HRU présentant l'occupation du sol, la pente ou le type de sol dominant en fonction de la proportion du facteur dans le sous-bassin. Il peut également déterminer le nombre total de HRU ou encore définir un seuil de pourcentage en dessous duquel la HRU ne sera pas considérée, par exemple, une occupation de sol représentant moins de x% de la surface du sous-bassin ne sera pas générée. Le choix méthodologique pour la définition des HRU dépend principalement du temps de calcul du modèle souhaité. En effet, la suppression de HRU anecdotique en termes de surface permet d'en éviter le calcul. Se pose alors la question des « hot spots », ou zones à fortes activités, ayant un rôle important dans les processus du bassin versant, mais occupant une surface en général dérisoire d'un sous-bassin, qui par

cette méthodologie pourrait être supprimée. Pour finir, la définition des HRU tout comme celle des sous-bassins versants dépend principalement des objectifs de l'étude.

Après avoir défini les HRU, l'intégration des données météorologiques journalières est nécessaire afin de générer les flux d'eau vers les différents compartiments. L'utilisateur doit à minima implémenter les données de pluviométrie (mm), mais il peut également injecter dans le modèle les données journalières de température (en °C), de radiation solaire (MJ.m^{-2}), de vitesse du vent (m.s^{-1}) et/ou d'humidité de l'air relative (%). Si une de ces données venait à manquer, SWAT peut simuler les données manquantes à partir des statistiques qui se fonde sur les données d'entrée fournis précédemment et des paramètres par défaut. Ces différentes données sont essentielles pour une modélisation optimale des processus au sein du bassin versant et en particulier du phénomène d'évaporation.

Durant le processus de délimitation du modèle, l'utilisateur a également le choix d'y intégrer des *points sources* et des *réservoirs* afin de modéliser la pression anthropique indispensable pour certains bassins versants. À la fin de l'initialisation du modèle, le modélisateur pourra calibrer le modèle à partir de l'interface SIG ou directement à partir du code.

8. Spécificité des projets SWAT mis en place

L'ensemble des étapes de délimitation du modèle et des phases de calibration et de validation nécessite de nombreuses bases de données que ce soit des données d'entrée du modèle, des données permettant d'aider à la calibration, ou des données de validation des sorties du modèle. Ces choix sont importants étant donné qu'il détermine ce que renvoie le modèle et donc a une influence sur l'analyse et les conclusions de recherches. Dans cette section, toutes les données utilisées dans cette thèse ne sont pas énumérées car décrites dans les sections « Matériel et Méthode » de chaque chapitre. Ces choix, dépendent de la question de recherche et seront expliqués par la suite dans les chapitres dédiés. Cette section permet d'expliquer la méthodologie choisie dans cette étude pour prendre en compte les pressions anthropiques que ce soit pour leur intégration dans les différents modèles ou leur utilisation dans les analyses de cette étude car non détaillées suffisamment dans les chapitres suivants.

1. Prise en compte des activités agricoles

Les données de statistiques agricoles, utilisées ici, sont disponibles librement sur les sites gouvernementaux espagnols, portugais et français aux échelles régionales et nationales. Ces données ont permis de définir les itinéraires techniques régionaux du modèle, ainsi que de calibrer et de valider le modèle sur les rendements des cultures afin de créer un modèle au plus proche de la réalité. Ces données ont également permis de calculer des indices pour la quantification du service d'approvisionnement en eau du secteur primaire (Chapitre 7) tels que des indicateurs de productivité et d'intensité (Clec'h et al., 2016).

À l'échelle du SUDOE, la résolution du modèle est faible, il a donc été nécessaire d'appliquer la culture dominante pour chacune des grandes régions agricoles. Les fiches des itinéraires techniques des différentes cultures fournies par les différentes chambres d'agriculture ont fourni des indications sur la quantité de fertilisants appliqués par hectare. Une correspondance entre la classification des occupations du sol, *Corine Land Cover 2012*, et les cultures dominantes a été effectuée pour simplifier le modèle. Ces correspondances utilisées pour modéliser les intrants d'azote dans le modèle sont présentées dans le table 3. Par exemple au sud de l'Espagne dans la région de l'Andalousie, la culture intensive dominante est le coton. L'itinéraire technique du coton fourni par la chambre d'agriculture a été appliqué au modèle à tous les HRU avec une occupation intensive en Andalousie.

Pour la partie française, l'occupation du sol dominante et les pratiques culturales utilisées ont été décrites par le Cemagref en 2009 à l'occasion du projet Interreg SUDOE Aguaflash (2009-2012) sur le bassin de la Save. Les données utilisées ont été croisées avec les statistiques agricoles des chambres d'agriculture. Pour la partie espagnole, le site de statistique agricole et les fiches d'itinéraires techniques de chaque confédération ont permis de fixer des limites. De plus, les unités de chaleur (HU) ont été déterminées en fonction de la bibliographie. Elles suivent, pour la majorité des cultures, l'itinéraire suivant :

- Début de croissance : HU= 0,15
- Début de l'auto-irrigation : HU= 0,15
- Application du fertilisant 1 : HU= 0,2
- Application du fertilisant 2 : HU= 0,2
- Récolte : HU = 1,2

La calibration de la production de biomasse et du rendement agricole du modèle a été effectuée à partir des données de productions des cultures issues de la bibliographie et des rendements nationaux. Les résultats de la prise en compte des activités agricoles sont présentés dans le chapitre 5.

Chapitre 2 : Sites d'étude, données et modèles utilisés

Table 3: Culture et applications de fertilisants intégrés aux modèles SWAT selon les recommandations fournis par les industriels (issus de Cakir et al., 2020).

Territory	Country	Classification description from CLC 2012	CLC Code	Selected Crops	Fertilizers type	Quantity applied (kg.ha ⁻¹ .year ⁻¹)
France		Permanently irrigated land	2.21.212	Maize	15-15-15 ⁽¹⁾	400
		Non-irrigated arable land	2.21.211	Wheat	15-30-0 ⁽²⁾	200-150
		Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation	2.24.243	Maize	15-15-15 ⁽¹⁾	400
		Vineyard	2.22.221	Vine	N P	30 20
		Fruits trees and berry plantation	2.22.222		18-46-0 ⁽³⁾	100
		Rice fields	2.21.213	Rice	N P K	50 60-80 60-100
		Non-irrigated arable land	2.21.211	Wheat	N P K	240 96 144
		Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation	2.24.243	Sunflower	15-15-15 ⁽¹⁾	400-600
		Permanently irrigated land	2.21.212	Cotton	N K	150 33
		Vineyard	2.22.221	Grape	N P	30 20
Pyrenean Spain, Portugal		Fruits trees and berry plantation	2.22.222		N P K	190 120 360
		Rice fields	2.21.213	Rice	N P K	190 60 240
		Almonds	2.22.222	Almonds	N P K	245 112 156

⁽¹⁾ 15-15-15, fertilisant NPL utilisant une combinaison d'azote (N), de phosphore (P) et de potassium dont l'objet est de maximiser le rendement et la qualité des cultures. Il contient 15%N, 15% P, and 15% K. ⁽²⁾ 15-30-0 est un fertilisant à haute teneur en phosphore. Il contient 15%N, 30% P and 0% K. ⁽³⁾ 18-46-0, le phosphate diammonique, est un fertilisant qui augmente temporairement le pH du sol. Il contient 18%N, 46% P₂O₅, and 0% K. ⁽⁴⁾ 21-0-0+24S, l'engrais à base de sulfate d'ammonium contient 21%N and 24% of sulfure.

Table 3 : cont

Territory	Country	Classification description from CLC 2012	CLC Code	Selected Crops	Fertilizers type	Quantity applied (kg.ha ⁻¹ .year ⁻¹)
Oceanic	Spain, Portugal	Non-irrigated arable land	2.21.211	Wheat	N	290
					P	126
					K	144
		Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation	2.24.243	Cotton	N	150
					P	33
		Permanently irrigated land	2.21.212	Cotton	N	150
					P	33
		Vineyard	2.22.221	Grape	N	60
					P	40
		Olive groves	2.22.223	Olive	N	133
					P	52
					K	195
		Rice fields	2.21.213	Rice	N	190
					P	60
					K	240
Mediterranean	Spain, Portugal	Non-irrigated arable land	2.21.211	Melon	N	245
					P	112
					K	156
		Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation	2.24.243	Lemon	21-0-0+24S ⁽⁴⁾	610
		Permanently irrigated land	2.21.212	Almonds	N	245
					P	112
		Vineyard	2.22.221	Grape	K	156
					N	60
		Olive groves	2.22.223	Olive	P	40
					N	133
					P	52
		Rice fields	2.21.213	Rice	K	195
					N	190
					P	60
		Fruits trees and berry plantation	2.22.222	Almonds	K	240
					N	210
					P	49
					K	190

2. Prise en compte des rejets anthropiques

Les rejets issus de notre société peuvent être d'ordre domestique ou industriel. La quantité réelle des rejets anthropiques est une donnée sensible et souvent non disponible. Par ailleurs, il est impossible de modéliser l'ensemble des rejets anthropiques. Pour ces raisons, j'ai fait le choix de simplifier la prise en compte des rejets anthropiques en estimant la charge annuelle azotée et phosphorée rejetée à partir d'une version simplifiée de la méthode de Zessner and Lindtner (2005). Pour cela, les localisations et les caractéristiques, des eaux usées urbaines (dont la capacité maximale et la charge annuelle) issues de la base de données européenne 2010, UWWTP, ont été utilisées. Les stations d'épurations considérées dans le modèle sont celles ayant une capacité supérieure à 50 000 équivalents-habitants. Si plusieurs stations d'épuration se trouvent dans un même sous-bassin, le modèle considère une station d'épuration fictive agrégeant l'ensemble de ces stations. Le volume total annuel d'effluents d'une station d'épuration est déterminé à partir du nombre d'équivalent-habitants par stations d'épuration – disponible dans la base de données européenne – et de la consommation d'eau par habitant et par pays (France: 58,04 m³. an⁻¹, Portugal: 67,46 m³. an⁻¹ and Spain: 47,4 m³. an⁻¹) (<https://ine.pt>, <https://ine.es>, <https://www.insee.fr>). La moyenne journalière de la charge azotée entrant dans une station d'épuration est de 8,8 gN.equivalent-habitant⁻¹ et l'efficacité du processus d'épuration est estimée à 40% pour l'ensemble du territoire du SUDOE. L'estimation du volume de nutriment rejeté dans l'environnement est estimée par l'équation suivante :

$$X_{load} = (1 - X_{removal}) * Load_{design} * X_{influent load} \quad (eq. 37)$$

Avec X_{load} la quantité de polluant rejetée de la station d'épuration (g), $X_{removal}$ l'efficacité du processus d'épuration, comprise entre 0 et 1 et fixée à 0,4 dans cette étude, $Load_{design}$ le nombre d'équivalents habitants et $X_{influent load}$ la quantité journalière de polluant rejeté par habitant (g.habitant⁻¹.jour⁻¹).

Cette équation a été validée en comparant les résultats de ce modèle avec les sorties de stations d'épuration mesurées par les agences de l'eau de plusieurs villes en France et en Espagne. La figure 29 montre une bonne corrélation avec un R² de 0,87 et une p-value inférieure à 0,01.

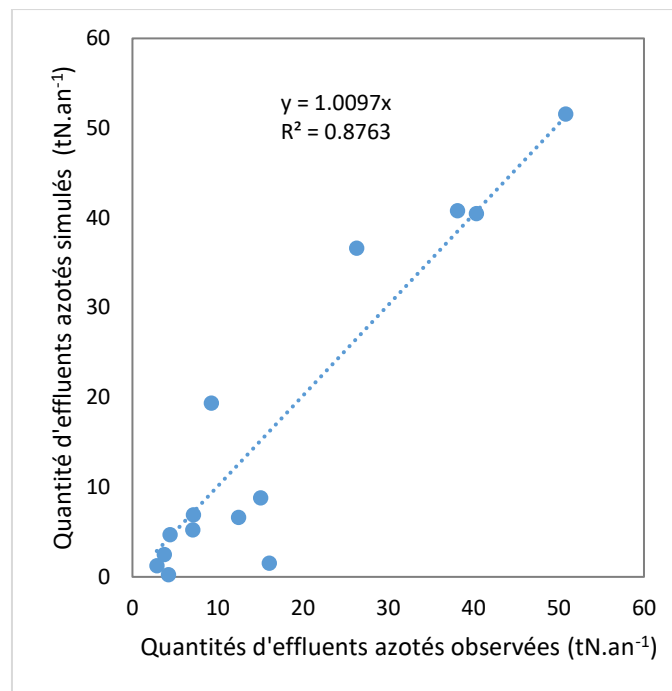


Figure 29: Comparaison entre les effluents azotés en tN.an^{-1} observés par les agences de l'eau (de 2000 à 2010) et celles simulés avec l'équation 37 issue des données de la base de données UWWTP—EUDB (<https://ec.europa.eu/>) .

3. Prise en compte des ouvrages hydrauliques

Les caractéristiques des barrages utilisées dans cette étude pour le bassin de la Garonne et pour le SUDOE (capacité, année de construction, volumes des lâchers d'eau, règles de gestion...) proviennent des données fournies par le ministère de l'agriculture, de la pêche, et de l'alimentation espagnole ainsi que des données fournies par Électricité De France (EDF) dans le cadre du projet REGARD-RTRA/STAE. Seuls les barrages ayant une capacité supérieure à 5 Hm^3 ont été considérés comme ayant un fort impact sur l'hydrologie globale du bassin et pris en considération dans le modèle. Comme l'intégration des stations d'épuration, un barrage fictif a été conceptualisé dans un sous-bassin présentant plusieurs barrages ayant une capacité supérieure à 5 Hm^3 . 44 barrages ont été implémentés au total dans le modèle représentant le SUDOE. Les données de gestion ont été utilisées afin de calibrer les barrages notamment pour définir les volumes minimaux et maximaux de relargage visés. Dans les cas les plus complexes ou disposant de peu de données, les limites maximales et minimales de relargage ont été déterminées à partir des données de débits observés en aval des barrages.

C. Utilisation d'autres outils de modélisation

1. LOADEST

Ce modèle a été utilisé pour compléter les données manquantes en nitrates et en sédiments au sein d'une série de données d'observations. Ces données complétées ont ensuite pu être utilisées pour calibrer et valider les modèles SWAT à l'échelle de la Garonne et du SUDOE (Chapitre 4A).

Le modèle LOAD ESTimator (LOADEST, Runkel et al., 2004) est un programme FORTRAN estimant les flux du constituant dans les cours d'eau à partir d'une pondération des concentrations par les débits (Walling and Webb, 1985). LOADEST estime la régression la plus optimale parmi onze

modèles de régressions initiaux intégrant la série temporelle des débits, les variables additionnelles et les prélèvements du constituant étudié durant la série temporelle. La procédure de calibration et d'estimation du modèle se fonde sur trois méthodes d'estimation statistique : (1) l'estimation du maximum de vraisemblance ajustée (AMLE), (2) l'estimation du maximum de vraisemblance (MLE) et (3) l'écart le moins absolu. Les deux premières méthodes peuvent être utilisées lorsque les résidus du modèle possèdent une distribution normale. Le code de calcul n'est pas dépendant du pas de temps choisi et l'utilisateur peut donc faire tourner le modèle sur le pas de temps voulu tant que l'ensemble des données d'entrée soit configuré au même pas de temps. Le modèle renvoyant la variance la plus faible est en principe le meilleur.

Ce modèle, utilisé dans de nombreuses études (Boithias, 2012; Kim et al., 2018; Meaurio et al., 2015; Mittelstet et al., 2016), a été utilisé afin de compléter les données d'échantillonnage des nitrates et des sédiments collectées un ou deux fois par mois par les Agences de l'eau françaises, espagnoles et portugaises. LOADEST a donc été simulé à chacune des stations physico-chimiques étudiées dans cette étude afin de prolonger les séries temporelles de la qualité de l'eau, permettant de calibrer et valider les sorties du modèle SWAT. Cette méthode a été pratiquée dans des études précédentes (Boithias, 2012; Meaurio et al., 2015; Mittelstet et al., 2016).

2. SIMPA

Le modèle « Sistema Integrado de Modelización Precipitación-Aportación », ou SIMPA (Álvarez et al., 2005), est un système intégré de modélisation pluie-débit développé par le Centre d'étude hydrographique du Ministère de l'environnement espagnol (CEDEX). SIMPA a été conçu afin de simuler les processus hydrologiques en condition naturelle à partir d'une analyse spatio-temporelle des variables. Le modèle est utilisé dans la gestion de la ressource en eau, des épisodes d'inondation et du contrôle de qualité des masses d'eau. Ce modèle n'intègre pas les pressions anthropiques et simule l'écoulement naturel le long du bassin versant. SIMPA est le modèle de référence en Espagne pour les gestionnaires publics et privés depuis les années 2000. En effet, le modèle a été utilisé dans de nombreux plans de gestion de l'eau nationaux comme en Espagne (Ministry of Environment, Ministerio de Medio Ambiente, 2002, 2000) et au Honduras (Balairón Pérez et al., 2003). Ce modèle est à ce jour une référence parmi les modèles pluies-débit, il est fréquemment utilisé afin de valider d'autres modèles dans les zones ne subissant aucune pression anthropique (Taguas et al., 2015; Vicente et al., 2018). Le système codé en FORTRAN est implémenté dans le logiciel de système d'information géographique, *Geographic Resources Analysis Support System*, GRASS, afin d'en utiliser ses capacités spatiales et graphiques. Davantage d'informations sur le développement du modèle SIMPA se trouvent dans Álvarez et al. (2005).

Les sorties de débits du modèle SIMPA ont été utilisées afin de valider les simulations SWAT après suppressions de l'ensemble des pressions anthropiques intégrées dans le modèle (itinéraires

techniques, effluents des villes, gestions des barrages). Les volumes d'eau « naturels » interannuels et mensuels ont été comparés au sein des sept principaux bassins versants espagnols.

D. Gestion des incertitudes

1. Méthode de calibration et analyse de sensibilité

La calibration du modèle SWAT a été effectuée en plusieurs étapes. Dans un premier temps, une calibration manuelle sur la base des connaissances des zones étudiées a été effectuée dans l'objectif de déterminer les paramètres les plus sensibles et leurs gammes d'utilisation renvoyant les simulations les plus optimales. Dans un second temps, une analyse de sensibilité sur ces paramètres sélectionnés a été effectuée. Enfin, une calibration automatique a été lancée à partir des paramètres les plus sensibles.

L'analyse de sensibilité est une étape préalable quasiment indispensable à toute calibration d'un modèle pour contrer le risque de surparamétrage présentant de nombreux paramètres comme c'est le cas pour le modèle SWAT. En effet, le surparamétrage est un problème bien connu et souvent décrit pour les modèles hydrologiques (Box et al., 2015) et en particulier ceux distribués (Beven, 1989). Une analyse de sensibilité permet ainsi de cibler les paramètres les plus sensibles et donc les plus efficaces à la calibration du modèle.

L'analyse de sensibilité a été réalisée à partir du logiciel SWAT Calibration and Uncertainty Procedure (SWAT-CUP, Abbaspour, 2008), externe à l'interface SWAT. SWAT-CUP intègre l'outil d'analyse de sensibilité LH-OAT (van Griensven et al., 2006) utilisant un échantillonnage à facteur unique permettant d'analyser une sensibilité globale pour une longue liste de paramètres. Les paramètres sont considérés les uns après les autres pour évaluer leur influence sur la simulation produite. L'efficacité de cette approche a été démontrée pour la calibration du modèle SWAT malgré le fait qu'elle ne prend pas en compte la modification conjointe de plusieurs paramètres (van Griensven et al., 2006). Les résultats de sensibilité ne sont pas transférables d'un projet SWAT à l'autre et l'analyse doit par conséquent être réitérée à chaque fois.

La procédure de calibration automatique a pu être lancée à l'aide du logiciel SWAT-CUP après avoir déterminé les paramètres les plus sensibles. Cette autocalibration a été effectuée sur les données de débits, de flux de sédiment et de nitrates en utilisant la routine d'analyse, la plus adaptée au modèle SWAT, Sequential Uncertainty Fitting (SUFI-2, Abbaspour et al., 2004). Cette procédure est répandue dans la communauté SWAT et Yang et al. (2008) a démontré qu'elle permettait d'obtenir la meilleure calibration avec un nombre minimal de répétitions.

La méthode de calibration et d'analyse de sensibilité, spécifique à chaque projet SWAT, n'est pas détaillée dans cette section, mais sera décrite par la suite dans chacun des chapitres concernés (Chapitre 3 et Chapitre 4).

2. Indices statistiques pour l'évaluation des résultats

L'évaluation de ces travaux de recherche utilise principalement quatre outils statistiques permettant de déterminer la performance des modèles utilisés ainsi que des résultats obtenus. Une présentation succincte des modèles sera décrite ici. L'utilisation de ces critères ne sera pas discutée ici, mais ces études ont été menées et la validation de l'utilisation de ces critères a été prouvée ultérieurement (Knoben et al., 2019; Moriasi et al., 2015).

Le critère de Nash-Sutcliffe, NSE, (Nash and Sutcliffe, 1970) est un critère normalisé couramment utilisé en hydrologie. Il détermine l'amplitude de la variance résiduelle comparée à la variance des données observées. Le critère NSE varie entre $-\infty$ et 1. Lorsque le NSE est égal à 1, la simulation a une correspondance parfaite avec les observations. Un NSE égal à 0 indique que les simulations sont aussi précises que la moyenne des observations. Enfin un NSE négatif indique que la moyenne des observations est un meilleur prédicateur que les simulations. Plus le NSE se rapproche de 1, plus le modèle est fiable et performant. On considère que le modèle est satisfaisant à partir d'un NSE égal à 0,5 (Moriasi et al., 2015). Le critère NSE se définit comme suit :

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (obs_i - sim_i)^2}{\sum_{i=1}^n (obs_i - \overline{obs})^2} \quad (eq. 38)$$

Avec obs_i et sim_i les données observées et simulées au pas de temps i et \overline{obs} la moyenne des données observées sur le laps de temps considéré.

Le pourcentage de biais, PBIAS, mesure le pourcentage de déviation moyen entre les données observées et simulées et se définit par :

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n 100 * (obs_i - sim_i)}{\sum_{i=1}^n obs_i} \quad (eq. 39)$$

Avec obs_i et sim_i les données observées et simulées au pas de temps i .

Le PBIAS varie entre $-\infty$ et $+\infty$ et sa valeur optimale est 0, indiquant qu'il n'y a aucune différence entre les observations et les simulations. Un PBIAS négatif indique une sous-estimation du modèle et inversement un PBIAS positif indique une surestimation. Le PBIAS est généralement utilisé pour comparer des données globales telles que des volumes d'eau ou des rendements de cultures annuels. Un modèle hydrologique est considéré comme performant lorsque son PBIAS est inférieur à $\pm 15\%$.

Le coefficient de détermination, R^2 , est l'un des critères statistiques les plus répandus dans la comparaison des modèles, dont les modèles hydrologiques. Il décrit le degré de colinéarité entre simulations et observations. R^2 , variant entre 0 et 1, représente la proportion des données observées expliquées par les simulations. Plus le R^2 se rapproche de 1, plus l'erreur de la variance est faible. Le R^2 est égal à :

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (obs_i - \overline{obs})(sim_i - \overline{sim})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (obs_i - \overline{obs})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (sim_i - \overline{sim})^2}} \quad (eq. 40)$$

Avec obs_i et sim_i les données observées et simulées au pas de temps i et \overline{obs} et \overline{sim} les moyennes des données observées et simulées de l'intervalle de temps considéré. Ce critère est sensible aux valeurs extrêmes (Krause et al., 2005) et ne quantifie pas la dispersion, c'est-à-dire qu'une erreur constante n'aurait pas d'impact sur la valeur du critère (Moriassi et al., 2015). Malgré ces inconvénients, le critère du R^2 reste une référence pour l'ensemble des modèles. En hydrologie, la simulation est considérée comme acceptable pour une R^2 supérieure à 0,5.

Enfin, le critère d'efficacité Kling-Gupta, KGE, est un critère hydrologique suggéré par Gupta et al. (2009) et modifié par Kling et al. (2012), se fonde sur le coefficient de Pearson ainsi que sur la variabilité et le biais du modèle. Il a été créé afin de combler les insuffisances du modèle NSE telles que la sensibilité aux valeurs extrêmes et l'impossibilité d'identifier les biais du modèle. Le critère KGE est de plus en plus répandu dans l'évaluation de la calibration et de la validation d'un modèle. Il est défini par :

$$KGE = 1 - \sqrt{(R - 1)^2 + \left(\frac{\sigma_{sim}}{\sigma_{obs}} - 1\right)^2 + \left(\frac{\overline{sim}}{\overline{obs}} - 1\right)^2} \quad (eq. 41)$$

Avec r , la corrélation linéaire entre les observations et les simulations, σ_{obs} et σ_{sim} les écarts-types des observations et des simulations, \overline{obs} et \overline{sim} les moyennes des données observées et simulées. Comme le NSE, le KGE varie de $-\infty$ à 1 et un KGE égal à 1 indique une correspondance parfaite entre simulations et observations. Plusieurs études considèrent qu'un KGE positif indique un bon modèle. D'après Knoben et al. (2019), la performance d'un modèle peut être considérée comme acceptable si elle se situe entre -0,41 et 1.

Le chapitre 1 a introduit les concepts-clés pour l'élaboration de ce manuscript. Ce second chapitre a présenté les sites d'étude, les données et le fonctionnement des modèles qui seront utilisés tout au long des chapitres suivants (Chapitre 3, 4, 5, 6) pour quantifier les fonctions écologiques de régulation des nitrates dans les cours d'eau et au sein des territoires.

Chapitre 3 : Fonctions de régulation des nitrates au sein du cours d'eau et facteurs de contrôle

« 75% des maladies infectieuses aujourd'hui viennent de la perturbation des écosystèmes [...]. Nous, êtres humains, sommes des êtres vivants et nous dépendons de l'état de notre écosystème » Dominique Bour, philosophe et théoricien de l'écologie, le 17 avril 2020 sur France Inter dans « Le Grand Entretien ».

Introduction au chapitre 3

Ce chapitre est le premier chapitre présentant des résultats. Il se concentre sur les fonctions écologiques prenant place dans les cours d'eau. La première partie (Partie A) présente mes travaux sur la quantification de la production et de l'élimination des nitrates au sein des cours d'eau du bassin versant Garonne ainsi que de l'identification des facteurs de contrôle agissant sur ces fonctions à l'aide d'un modèle conceptuel à base physique. La seconde partie (Partie B) de ce chapitre traite de la quantification de l'élimination de l'ammonium, du phosphate et des nitrates en utilisant des modèles paramétriques (statistiques) basés sur les facteurs de contrôle précédemment identifiés. Ces travaux ont été valorisés par les productions suivantes :

- Un poster dans la conférence internationale SWAT 2017 (Cakir et al., 2017a) ;
- Un poster dans la conférence internationale Functional Ecology and Environment (Cakir et al., 2017b) ;
- Un article publié dans la revue *Ecological Indicators* (Cakir et al., 2020b) qui est la section A de ce chapitre.

A. Quantification et cartographie de la production et de l'élimination des nitrates dans la Garonne à l'aide d'un modèle conceptuel à base physique

Article

Assessment of ecological function indicators related to nitrate under multiple human stressors in a large watershed

Roxelane Cakir ^{a*}, Sabine Sauvage ^{a*}, Magali Gerino ^a, Martin Volk ^b, José Miguel Sánchez-Pérez ^a

^a Laboratoire Ecologie Fonctionnelle Et Environnement, Université de Toulouse, CNRS, INPT, UPS, Toulouse, France ;

^b UFZ-Helmholtz Centre for Environmental Research, Department of Computational Landscape Ecology, Leipzig, Germany

*Corresponding author: roxelane.cakir@univ-tlse.fr, sabine.sauvage@univ-tlse3.fr

Ecological Indicators, Volume 111, April 2020, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106016>

Received 19 September 2019; Received in revised form 9 December 2019; Accepted 12 December 2019

Résumé : Les fonctions écologiques majeures, telles que le bilan net en nitrates, incluant à la fois l'élimination en nitrates (NR) et la production en nitrates (NP), semblent être influencées par des facteurs anthropiques et par le changement climatique, en particulier durant les périodes de basses eaux avec des concentrations en nitrates élevées. La fonction NR dans le cours d'eau est régie par l'assimilation par les plantes, le processus de dénitrification et par le stockage transitoire tandis que la fonction NP est permise par le processus de nitrification et les intrants azotés ayant des origines naturelles et artificielles.

Ces processus sont en général évalués à partir de mesures in situ, mais l'évaluation à grande échelle n'a encore jamais été effectuée. Les objectifs de cette étude sont de (i) construire, calibrer et valider un modèle permettant de quantifier la fonction écologique NR au pas de temps mensuel à l'échelle des masses d'eau pour l'ensemble d'un bassin versant ; (ii) d'utiliser ce modèle afin de quantifier la fonction NR pour l'ensemble des masses d'eau ; (iii) d'analyser la fonction NR de manière spatiale et temporelle et finalement (iv) d'identifier des facteurs clés d'influence de la fonction NR. Pour cela, le modèle « Soil and Water Assessment Tool », SWAT, a été utilisé. SWAT permet d'intégrer l'influence de l'homme sur les processus aquatiques du cycle de l'azote grâce à l'aménagement du territoire, l'exploitation agricole et la prise en compte des rejets des villes. Les résultats montrent une variation saisonnière de la production et de l'élimination des nitrates variant de $-1,77 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (gramme d'azote par mètre carré et par jour) and $+1,62 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. La fonction NR est la plus forte au printemps et en été (avec une moyenne de $-0,1 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). Les lieux propices à la fonction NP sont

situés en amont des cours d'eau principaux tandis que la fonction NR est forte dans les petits cours d'eau des plaines et les cours d'eau intermédiaires caractérisés par un ordre de Strahler variant entre 3 et 5 et une pente inférieure à 0,5%. NR est la plus élevée dans les coteaux en présence de forêts et de zones humides mais aussi, de façon surprenante, dans les zones agricoles. La fonction écologique NP, quant à elle, est la plus forte en amont des villes et est provoquée par les rejets urbains. La variabilité spatio-temporelle de la fonction NR rend difficile la validation du modèle par rapport aux mesures in situ. Au final, cette étude montre que la dynamique spatio-temporelle du bilan net en nitrates dépend d'une combinaison de facteurs d'influence (pente, débit, condition hydraulique exprimée par le nombre de Froude et la concentration en nitrates). Tenter d'exprimer la fonction NR à partir de ces facteurs d'influence serait un moyen intéressant pour apporter un outil d'aide à la décision auprès des gestionnaires et permettre une implication de la population pour une gestion durable de la ressource en eau.

Abstract : Important ecological functions indicators, such as nitrate net balance (NNB), including nitrate removal (NR) and nitrate production (NP), seem to be impacted by human stressors and climate change, particularly during low flow periods associated with high nitrate pollution. NR is induced by in-stream processes such as nitrate uptake, denitrification, and transient storage. These processes are usually investigated by means of in-situ measurements, but the evaluation on a large scale is not yet developed. Hence, the objectives of this study are (i) to validate a model that quantifies NR indicator in a reach at a monthly time step in the Garonne watershed; (ii) use this model to quantify NR in all reaches at watershed scale; (iii) to analyze NR spatially and temporally at the reach scale, and finally (iv) to identify drivers influencing NR patterns. We used the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model to simulate the impact of human stressors such as land management and municipalities effluents on in-stream nitrogen cycles. The results show the seasonal variation of NR and NP ranging between $-1.77 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ and $+1.62 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. NR is stronger during the spring and summer periods (median of $-0.1 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). The hot spots of NP are located downstream in the main rivers whereas NR strongly occurs in small reaches of lowlands and intermediate streams defined by a Strahler order between 3 and 5 and a slope under 0.5%. NR is stronger in hillsides areas such as forests, wetlands and surprisingly agricultural areas and NP increases down in the municipalities due to the effluents. The spatio-temporal variability of NR makes the validation of the model for reaches with Strahler number more difficult than the measured one. However, this study shows that the NNB dynamics in time and space depend on a combination of influencing factors (slope, discharge and hydraulic condition explained by Froude number and nitrate concentration). Investigating a relationship between NR, river characteristics and land management is a promising way to support stakeholders in water management decisions and increase awareness and involvement of people for sustainable management of water resources.

1. Introduction

The most valuable ecosystem service in Europe is the regulation of freshwater and coastal water quality with a median value of 1,754 euros per hectare and year (Martín-López et al., 2018). This natural contribution is assessed by quantifying ecological functions such as denitrification (removing nitrate), suspended matter depletion (linked to erosion rate) or nutrient plant uptake (removal of nutrients). Some of these ecological functions may be relevant indicators of this service as suggested by several studies (Sauvage et al., 2018; Volk, 2015). Two of these related functions indicators are nitrate production (NP) and nitrate removal (NR). NP is the total quantity of nitrate produced in the contributing area of the reach whereas NR is the total quantity of nitrate withdrawn out of a reach. NR undergoes multiple pathways in natural ecosystems (Zarnetske et al., 2011). In the process of nitrogen cycling, nitrate can be carried out and diluted by water flows (runoff, free and hyporheic waters) or transformed by different biogeochemical processes such as plant uptake, denitrification, mineralization, nitrification or nitrogen fixation. The complexity of the nitrogen cycle, including physical, chemical and biochemical processes, is well understood overall at global scale (Gruber and Galloway, 2008), but is hardly measurable and rarely quantified in all reaches of an entire watershed. The quantity of nitrate in water depends not only on the physical and biological characteristics of land such as soil properties and topography, but also on the source or type such as groundwater, riparian zones, floodplains, lakes, and estuaries. Stressors such as agriculture, industries, cities, and dams will act as sources for nitrate whereas some ecological functions as denitrification will act as sinks for nitrate (Haag and Kaupenjohann, 2001). As defined in Sabater et al. (2019), the term stressor focused exclusively on the anthropogenic disturbances.

Studies that worked on NR were either field-based (Sauvage et al., 2018), involved integrated complex modelling at the plot scale (Jégo et al., 2008) or focused on a static study modeling at the watershed outlet (Billen et al., 2013; Grizzetti et al., 2015). Such modeling approaches can lead to a high uncertainty rate related to the temporal variability in model simulations and forecasts (Birgand et al., 2009). The temporal and spatial variation of NR in water bodies is still not well investigated. There is a clear lack of integrative approaches to quantify water quality regulation services and related indicators in time and space at the watershed scale.

Nitrogen cycling in the aquatic system is well known but the quantification of NR through the different pathways remains partially developed (Grizzetti et al., 2015). In the river system at the scale of the reach (integrating the free water and the benthic part), nitrate can be produced or removed by several processes (García-ruiz et al., 1998). Considering the difference between input and output of a reach, the in-stream nitrate evolution at the scale of the reach is typically called the “Nitrate net balance” (NNB). Understanding this NNB variability in reaches through a watershed could help to determine areas with high potential of NR or NP. Therefore, the determination of “hot spots” and “hot moments” of NR may be improved by a better assessment of this variability. This terminology was developed by McClain et al. (2003) in order to highlight special areas and periods of time where functions such as denitrification or NR are more intensive. Global sampling strategies of nitrate concentrations are

difficult to achieve on a watershed scale because of high costs and logistic issues. To this end, modeling approaches can solve these difficulties and used to quantify nitrate trends in time and space. Numerous dynamic nitrogen models exist and can be differentiated by the scale of implementation (stream, watershed, region) (Billen et al., 2011). However, NNB quantification requires a mechanistic model (1) simulating daily water balances and in-stream processes at large scale and (2) including human impacts such as agriculture, dams and municipalities management. Annual step models and watershed mass balanced models as Global-NEWS, Green, MONERIS, Polflow, and Sparrow (Billen et al., 2011) cannot be used to predict seasonal variations or upstream-downstream gradients of the ecological functions. Among the models being able to simulate at the daily time step, some are functioning on grid cell resolution (INCA) and others have never been tested at large scale (RiverStrahler; (TRK)/HBV-NP) (Billen et al., 2011). From the investigated models, only the Soil and Water Assessment Tool (SWAT; Neitsch et al., 2011) fulfills the spatial and temporal criteria and integrates the effects of stressors such as dams, incised streams in an agricultural area, channelized river, urban stream. The model outputs analysis should enable the quantification of in-stream NR indicator and its behavior in time and space in order to identify “hot spots” and “hot moments”.

Modeling these processes is necessary not only to understand NR functioning in reaches along the watershed but also to identify influencing factors on a large scale. Control factors as geomorphology, weather, type of soil, contaminant concentration can be used indirectly to explain NR. Therefore, defining these influencing factors could help to improve the understanding of the related processes and their feedbacks in the context of climate change.

In this study, we focus on the spatial and temporal dynamics of the water quality regulation service by modeling some indicators such as NR in the freshwater ecosystems (free water and benthic and hyporheic zone) of the Garonne river. The objectives of this study are (i) to validate a model that quantifies the indicator of NNB in a reach at a monthly time step allowing the identification of different sources and sinks of nitrogen as ecological functions of this system, (ii) use this model to quantify NNB in all reaches of the Garonne River; (iii) to analyze space and time dynamics of the NNB in rivers at the reach scale and monthly time step, and (iv) to identify drivers controlling the dynamics of the NR process.

The paper is organized as follows. Section 2 describes the procedure used to quantify and analyzed the NNB indicator in Garonne watershed and to determine the potential influencing factors that might explain NR. Sections 3.1 and 3.2 present the results of the modeling performance for predicting NNB and its dynamics. Section 3.3 focuses on the influencing factors that explain NR. Section 4 finally discusses the results in a general context and with regard to water management application.

2. Materials and Methods

1. Study Area

The Garonne watershed, located in Southwestern Europe, is a well-investigated area with available information on climate, geomorphology, soils, slope gradients, land uses, and multiple human-driven stressors (Espitalier-Noël et al., 2016; Grusson et al., 2018). The Garonne River is France's third longest river and has its source in the Spanish Pyrenean massif and discharges into the Atlantic Ocean (near Bordeaux in France). The Garonne is eutrophic in the middle and lower watershed where the most active biological activities occur on the natural river bed as epilithic biofilm (Ameziane et al., 1999).

It is divided into three geographic entities: the *plain* surrounded by the *Pyrenees* in the South and the *Massif Central* in the North-East (Tockner et al., 2009). The watershed is located between different climatic zones, with Mediterranean climate conditions in the East of the watershed, a continental type in the South, and with an oceanic climate in the North and West. In the decade between 2000 and 2010, mean river discharges of $600 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ were recorded at the outlet at Tonneins (the last gauging station not influenced by the tide, corresponding to a drainage area of $50\,000 \text{ km}^2$). The daily flow variations are strongly influenced by 210 dams that have a capacity of 3.2 billion cubic meters of water (Sauvage et al., 2003). Agriculture (60 %) dominates the lowland plain whereas the upland is mainly covered by forest (32%) and pasture. Settlement and infrastructure areas represent 2.5% of the total surface. The watershed's population is about five million causing 3639 tons per of nitrogen municipalities effluents per year.

2. Model description

SWAT was developed to quantify the impact of land management practices in large, complex watersheds with varying soils, land use, and management conditions over a long period of time (Arnold and Fohrer, 2005). It is a conceptual model that operates on a daily time step.

The inland and instream nitrogen movement and transformation are simulated as a function of the nitrogen cycle (Jha et al., 2004; Ullrich and Volk, 2009). Nitrogen is added to the soil by fertilizer, manure or residue application, fixation by bacteria, and rain (Neitsch et al., 2011). Nitrogen losses occur by plant uptake, surface runoff in the solution and the eroded sediment (Jha et al., 2004; Ullrich and Volk, 2009). The dynamics of nitrate movement in the river bed of each reach are based on the QUAL2E model (Brown and Barnwell, 1987) which integrates the volatilization, addition, mineralization, nitrification and denitrification processes (Neitsch et al., 2011). The QUAL2E module, integrated into the SWAT model, considers all significant factors including the major interaction of the nutrient cycles, algae production, benthic oxygen demand, carbonaceous oxygen uptake, atmospheric aeration and their effects on the behavior of dissolved oxygen. The model depends on nitrogen dissolution in reaches and their adsorption in sediments. Dissolved elements are carried by flows whereas adsorbed ones are dropped off the bottom of the river. In-Stream processes are divided into two parts: biologic and physical processes. The biological component is driven by the QUAL2E module whereas the physical component

is linked to river connectivity with ground, sub-surface and surface waters, through the hyporheic zone as an in-stream process simulated by SWAT. These hydrological connectivities depend on the morphology of the river (Stewardson et al., 2016) and gradient of river/groundwater water levels (Brunner et al., 2017). The biological component includes two compartments that cannot be dissociated: the water column, an in-stream nitrogen cycle that is incorporated by the QUAL2E module (Linfield C. Brown and Barnwell, 1987) and the benthic part, modeled by the benthic module, which it is integrated into QUAL2E module. In the model, it is possible to deactivate the in-stream biological processes that only permits physical processes to occur. To simulate the movement of water bodies at the reach scale in time, the model stores a percentage of water and nutrients within a certain time span and restore according to the residence time of the reach. During a time step, there is no interaction between various water compartments of groundwater, lands, and reaches. The difference between loads integrates only the geochemical and physical processes that happen in the river. More details of the SWAT nitrate module can be found in Brown and Barnwell (1987) and Neitsch et al. (2011).

3. Model inputs

SWAT uses several inputs such as climate, topography, land use and soil data (see Table 4). Moreover, Grusson et al. (2018) showed that using climate dataset SAFRAN (Table 4) in SWAT modeling improves hydrological performance.

The annual outfall volume of a wastewater treatment plant and the amount of pollution in nitrogen produced by the agglomeration were calculated by using the European Database (UWWTP) and the method (based on a regression) suggested by Zessner and Lindter (2005) (more details can be found in Supplemental Material A). According to previous studies (Tisseuil et al., 2008; Tockner et al., 2009), in the case of the Garonne watershed, smaller agglomerations (less than 50 000 inhabitants) don't have a significant impact on the nitrate fluxes in the river. Hence, agglomerations with more than 50,000 inhabitants were selected as point sources (see Figure 30).

We also integrated eleven dams of the watershed with a reservoir volume ranging between 0.3 km² to 10.2 km² into the model. The data was provided by Electricité De France (project REGARD-RTRA/STAE).

Irrigation impacts hydrology and the leaching of nitrate into the river. Hence, based on the national statistics (SAA, 2017), we assumed that the following crops are irrigated: rice, olive, vineyard, fruit trees and berry plantations, maize, and almonds (Supplemental Material B).

Section A

Table 4: Data sources.

Data type	Data source	Resolution		Description
		Spatial	Temporal	
Model Inputs				
DEM	Global Digital Elevation Model V2 (NASA, 2011)	~ 90 m	Static based on 2011	20 m resolution grid derived from contour line map 1:10,000
Land cover	Corine Land Cover 2012 (CLC, 2012)	100 m	Static based on 2012	Land use map (Büttner and Kosztra, 2014)
Soil	Harmonized world soil database (FAO et al., 2012)	~1 km	Static based on 2012	a 30 arc-second raster database with over 16 000 different soil-mapping units combining existing regional and national updates of soil information as the European Soil Database (ESB) and FAO-UNESCO Digital Soil Map of the World
Climate (Observed)	SAFRAN – Météo France (Quintana-Seguí et al., 2008) (https://donneespubliques.meteofrance.fr/)	~12km	Daily (2000 -2010)	Daily temperature (min., max.), solar radiation, humidity, wind speed of EMBRAPA CPAC station
City effluents	UWWTP – EUDB (https://ec.europa.eu/) (91/271/EEC)	Vectorial points	Annual (2010)	Annual outfall volume of wastewater water treatment plants and the amount of pollution produced by the agglomeration
Crop management	AGRESTE (http://agreste.agriculture.gouv.fr/ ; the projects Life Concert'Eau (2006-2009) and Aguaflash (Jarry, 2009)	Regional	Annual (2017)	Fertilizer application rates and timing, planting and harvesting information
Irrigation	CACG (https://www.cacg.fr/fr/)	Regional	Daily (2016)	Amount of water applied for irrigated crop
Dam management	EDF (REGARD-RTRA/STAE)	Vectorial points	Annual (1923 - 2017)	Dam management of eleven reservoirs with a reservoir volume ranging between 0.3 km² to 10.2 km²
Calibration and Validation data				
River discharge	Banque Hydro (http://www.hydro.eaufrance.fr/)	Vectorial points	Daily (1921 -2010)	20 flow gauging stations were selected in this study according to pedo-climatic regions (Probst, 1985)
Nitrate	France : Agence de l'eau (http://adour-garonne.eaufrance.fr/ ; Aminot and Kérouel, 2004)	Vectorial points	Ponctual (1990 – 2010)	Stream water NO3 ⁻ - N load at 15 sampling sites
Crop yield	France: National Statistics (SAA, 2017)	Regional	Annual (2017)	Annual crop production in tons per year given by national statistics
Nitrate net balance	Teissier et al., 2008	Vectorial points	Ponctual (low flow period - July 1999)	96 samples in three reaches characterized by a "hyporheic zone" located on the Garonne river downstream of Toulouse (mgN.m ⁻² .h ⁻¹)
	STREAMES European project (Martí et al., 2004; Sánchez-Pérez et al., 2009)	Vectorial points	Ponctual (2001 - 2003)	24 measurements in two reaches (at the Lezat and Montegut sites) on every season with different hydrological conditions (mgN.m ⁻² .min ⁻¹)

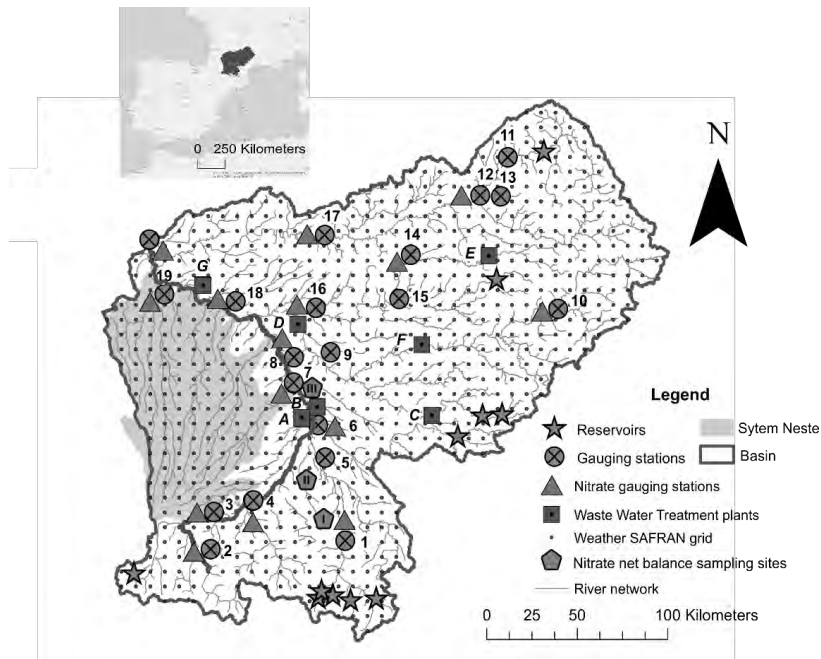


Figure 30: Conceptualization of the Garonne river watershed and localization of the data used in this study: Hydrology and nitrate gauging stations (1- Foix, 2- Saint-Béat, 3- Valentine, 4- Roquefort, 5- Auterive, 6-Portet, 7- Larra, 8- Verdun, 9- Villemure, 10- Millau, 11- Sarrans, 12- Truyère Aval, 13- Truyère Amont, 14-Villefranche, 15- Laguepie, 16- Loubéjac, 17- Cahors, 18- Lamagistère, 19- Nérac, 20- Tonneins) ; Wastewater treatment plants (A- Toulouse, B- Colomiers, C- Castres, D- Montauban, E- Rodez, F- Albi, G-Age); Weather SAFRAN grid (777 points); Nitrate Net Balance sampling sites (I: Montegut, II: Lézat, III: Downstream of Toulouse) ; the System Neste (area in grey); the bold river is the Garonne river.

4. Model setup

Based on land use and soil databases and watershed topography, 22 land classes, 13 soil classes, and the following 5 slope classes were defined: 0 -2, 2-5, 5-15, 15-25 and > 25% (Figure 31). The slope between 0-2% characterizes the riverine area. The surface runoff appears above a slope of 5% (Roose, 1996). The terrain with slopes between 2% and 15% is commonly cultivated and represents 50% of the area. The other 50% of the land is divided into equal grades; sloping (15-25%) and steep (>25%). With these classes, the SWAT model identified 1,320 subbasins with 49,460 HRUs. Such HRUs with land use, soil and slope classes that cover less than 10% of each subbasin were dismissed and assigned to other HRUs present in that particular subbasin, as suggested by previous studies (Grusson et al., 2018), giving a final number of 12,834 HRUs.

We compared the simulated NNB with two sets of observed data gathered from two independent Garonne watershed studies (Table 4). Both databases contain hourly values of $\text{mgN.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ (Table 4). It was necessary to convert it to daily values (in $\text{gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) to enable a comparison with the daily SWAT simulation outputs. We assumed that the NNB is homogenous over the day and multiplied the experimental value by 24 at t-time.

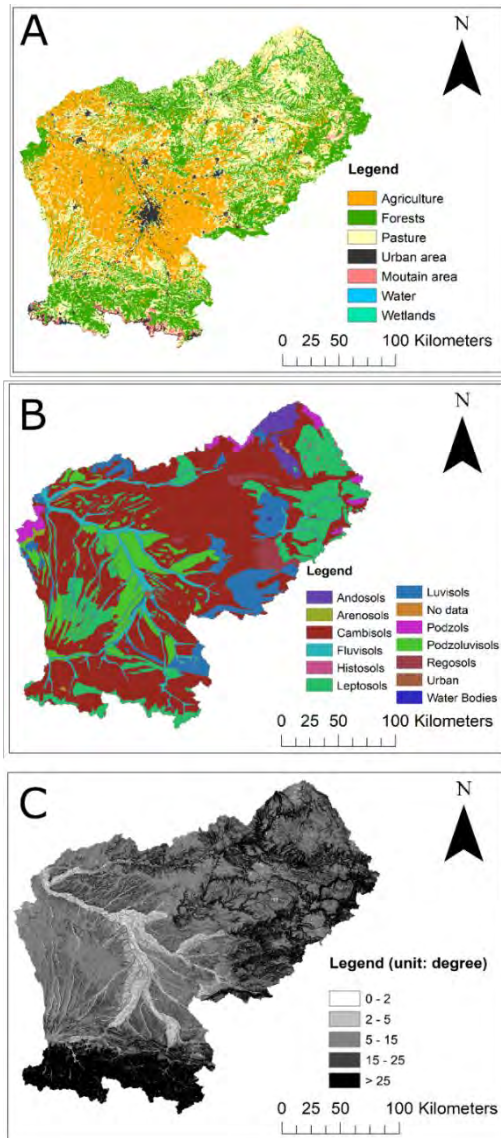


Figure 31: SWAT inputs: (A) Land use; (B) Soils; (C) Topography - sources of data cf. Table 4.

The first dataset with the related sampling protocol resulted from the study of Teissier et al. (2008). The samplings were taken from July 27 to 29 July 1999, at three sites of the Garonne River downstream of Toulouse (seventh-order stream) (Figure 30). The Garonne River is characterized by a "hyporheic zone" where processes occur only in the benthic part (Teissier et al., 2008). Discharge and nitrate concentrations vary between 50 and 100 m³. s⁻¹ and 5.9 and 21.3 mg. L⁻¹.

The second database was collected during the STREAMES European project (Martí et al., 2004; Sánchez-Pérez et al., 2009) from 2001 to 2003 on every season. Twenty-four experimental measurements of NR (in mgN.m⁻².min⁻¹) were carried out in two reaches of the Lèze river (third-order stream) (Figure 30). These sites are characterized by low discharges between 0.08 and 0.3 m³. s⁻¹ and small nitrate concentrations (0.24 - 2.3 mg. L⁻¹). In this area, previous studies showed that the processes of NR mainly occurred in the benthic part of the river (Sauvage et al., 2018).

5. Model calibration, validation and uncertainty analysis

For each step (validation and calibration), three years of initialization are carried out, followed by a manual calibration of dam management, crop yield, and irrigation volume on an annual scale. Hydrology and nitrate loads were automatically calibrated on a daily scale based on previous uncertainty analysis. Model performance was evaluated by using standard statistical criteria suggested by Moriasi et al. (2015, 2007), i.e. coefficient of determination (R²), Nash & Sutcliffe Efficiency (NSE), and percent bias (PBIAS).

Unfortunately, the lack of data hampered a sensitivity analysis of dams and agriculture management. That is the reason why a manual calibration was used to calibrate dam management, crop yield, and irrigation volume on an annual scale. Parameters of this manual calibration are summarized in Supplemental Material C. Auto-irrigation was applied in the SWAT model. A satisfactory PBIAS value of -17 % was obtained between the simulated volume of irrigation water and the recorded values

in the Neste system (15.1 Hm³ per year) (Figure 30). Simulated yields of selected crops (Supplemental Material C) were similar to the amounts provided in national statistics giving R² of 0.78 and a PBIAS of -7% (Table 5) (SAA, 2017).

Table 5: Comparison between national yield (SAA, 2017) and simulated yield and PBIAS performance during the calibration period (from 2000 to 2010).

Crops	National Yield (t.ha ⁻¹)	Simulated Yield (t.ha ⁻¹)	PBIAS (%)
Almonds	1.0	1.2	-20%
Fruit Trees	12.0	16.5	-38%
Maize	9.0	11.0	-22%
Rice fields	5.0	3.4	32%
Vineyard	7.0	7.6	-9%
Winter wheat	5.0	4.2	16%

Model calibration on streamflow and nitrates loads was carried out on a daily scale at twenty streamflow gauges and fifteen nitrates monitoring stations for the period between 2000 to 2010 (Figure 30). This included using the LH-OAT sensitivity analysis tool (van Griensven et al., 2006) and auto-calibration using the Sequential Uncertainty Fitting (SUFI-2) routine (Abbaspour et al., 2018) for streamflow and nitrate loads. The most sensitive parameters are provided in Supplementary Material C. Parameters are more sensitive for larger absolute t-stat values (significant if the P-values are close to zero). During the calibration period, we got a satisfactory quality of the daily simulation with an average of 0.54 for Nash-Sutcliffe criteria, 0.62 for regression coefficient, and -6.89 for PBIAS for the streamflow and 0.41, 0.68 and 9.69 % for the nitrate load. Table 6 and table 7 show the performance at the gauging stations respectively for streamflow and nitrate (Figure 30).

Table 6: SWAT model performance evaluation statistics for the daily streamflow at twenty gauging stations (Figure 30 for station localization) during calibration (2000 - 2010) and validation period (1990 - 1999). Bold values indicate the best performances.

No	Station	Streamflow calibration (2000 - 2010)			Streamflow validation (1990 - 1999)		
		NSE	R ²	PBIAS	NSE	R ²	PBIAS
1	Ariège at Foix	0.57	0.6	-15.61	0.45	0.62	-11.3
2	Garonne at Saint-Béat	0.45	0.19	4.42	0.45	0.13	8.8
3	Garonne at Valentine	0.65	0.66	5.43	0.42	0.67	5.9
4	Salat at Roquefort	0.32	0.39	-5.27	0.37	0.42	13.6
5	Ariège at Auterive	0.61	0.67	-4.93	0.71	0.72	-5.6
6	Garonne at Portet	0.75	0.75	-3.34	0.79	0.77	-5.1
7	Save at Larra	0.39	0.42	-13.32	0.49	0.55	-16.3
8	Garonne at Verdun	0.49	0.69	-4.69	0.41	0.71	-5.2
9	Tarn at Villemure	0.45	0.64	-2.88	0.44	0.59	-3.6
10	Tarn at Millau	0.85	0.74	-2.26	0.77	0.68	-7.4
11	Truyères at Sarrans	0.46	0.5	-2.94	0.5	0.44	-2.5
12	Lot at Entraygues-sur-Truyère	0.41	0.64	-2.96	0.31	0.59	-5.2
13	Truyère at Entraygues-sur-Truyère	0.37	0.66	-3.99	0.35	0.6	-4.5
14	Aveyron at Villefranche	0.49	0.6	-54.24	0.39	0.65	-58
15	Le Viaur at Laguepie	0.38	0.64	-10.94	0.3	0.68	-9.6
16	Tarn at Loubéjac	0.38	0.63	-8.67	0.36	0.67	-8.5
17	Lot at Cahors	0.54	0.69	6.66	0.4	0.68	6.7
18	Garonne at Lamigistère	0.71	0.76	-4.41	0.81	0.73	-3.6
19	Baiseat Nérac	0.56	0.66	-4.47	0.64	0.7	-4.9
20	Garonne at Tonneins	0.87	0.78	-5.58	0.86	0.76	-4.7

Section A

Table 7: SWAT model performance evaluation statistics of NSE, R^2 , and PBIAS (%) for the daily nitrate load at nitrate gauging stations (see Figure 30 for station localization) during calibration (2000 - 2010) and validation periods (1990 - 1999). Bold values indicate the best performances.

No	Station	Nitrate load calibration (2000 - 2010)			Nitrate load validation (1990 - 1999)		
		NSE	R^2	PBIAS	NSE	R^2	PBIAS
1	Ariège at Foix	0.17	0.68	29.29	0.23	0.74	27.4
2	Garonne at Saint-Béat	0.41	0.57	7.15	0.33	0.57	8.74
3	Garonne at Valentine	0.31	0.67	-9.9	0.28	0.63	11.2
4	Salat at Roquefort	0.43	0.51	-26.1	0.25	0.51	-15.77
6	Garonne at Portet	0.49	0.63	-22.12	0.32	0.59	12.72
7	Save at Larra	0.05	0.57	40.82	0.21	0.45	40.65
8	Garonne at Verdun	0.31	0.86	36.41	0.12	0.8	40.87
10	Tarn at Millau	0.59	0.83	46.3	0.67	0.78	46.27
13	Truyère at Entraygues-sur-Truyère	0.51	0.65	-39.64	0.34	0.65	-26.15
14	Aveyron at Villefranche	0.28	0.49	14.9	0.59	0.57	19.38
16	Tarn at Loubéjac	0.64	0.74	9.99	0.47	0.76	20.67
17	Lot at Cahors	0.24	0.73	-9.77	0.32	0.67	13.73
18	Garonne at Lamigistère	0.53	0.64	9.69	0.46	0.61	39.33
19	Baise at Nérac	0.37	0.81	-42.66	0.31	0.66	-22.28
20	Garonne at Tonneins	0.59	0.73	9.89	0.72	0.85	9.88

The model was validated for the period from 1990 to 1999 on a daily scale to verify the model accuracy. The average NSE, R^2 , and PBIAS of daily simulation between SWAT simulations and observations resulted in values of 0.51, 0.62, -6.0 for the streamflow and 0.41, 0.68 and 9.69 % for the nitrate load. Streamflow and nitrate load daily simulations validated for the years between 1990 to 2010 at four selected monitoring stations representing the watershed diversity (Figure 30): Tonneins (outlet, station nr. 20), Portet-sur-Garonne (continental climate, middle part of the watershed, station nr. 6), Roquefort (mountainous climate, upstream, station nr. 4) and Villefranche (Mediterranean climate, upstream, station nr. 14). Both simulated and observed time series show the same tendency (Figure 32 and Figure 33). According to the criteria provided by Moriasi et al. (2015; 2007), the streamflow simulations of the model can be considered as satisfactory over the entire watershed. Concerning nitrate load simulation performances, seven stations including the outlet (Tonneins, n° 20) show good performances for the three criteria whereas the simulations for other stations performed below the Moriasi et al (2015) standards. However, except for one station (nr. 7, Save River at Larra), all the R^2 criteria are evaluated as "satisfactory" for both the calibration and validation periods.

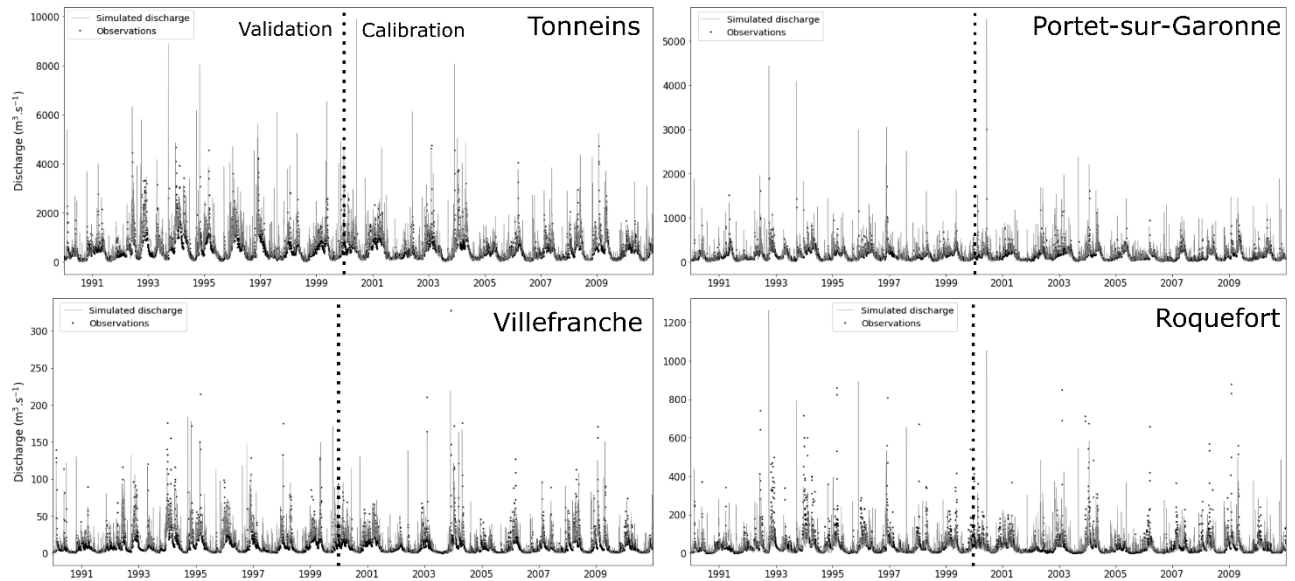


Figure 32: Comparison of discharge on daily time scale between SWAT model (solid lines) and observation (dotted lines) during calibration period (2000 – 2010) and validation period (1990 – 1999) at (A) the Garonne river outlet, Tonneins gauging station, (B) Portet-sur-Garonne, Garonne river, (C) Villefranche, Aveyron river, (D) Roquefort, Salat River. The localization of the stations in Figure 30 is respectively numbers: 20,6,14,4.

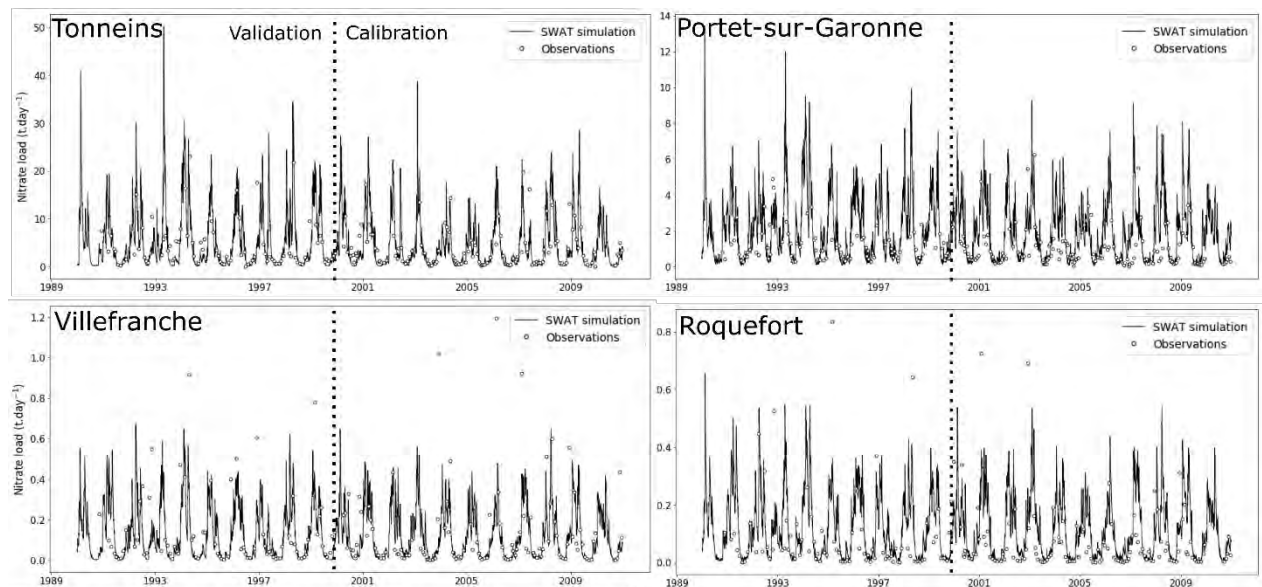


Figure 33: Comparison of nitrate loads on daily time scale between SWAT model (black solid line) and observation (white circle) during calibration period (2000 – 2010) and validation period (1990 – 1999) at (A) the outlet, Tonneins gauging station, (B) Portet-sur-Garonne, (C) Villefranche, (D) Roquefort. The localization of the stations in Figure 30 is respectively numbered: 20,6,14,4.

The NNB was computed at daily scale then integrated at monthly and seasonal scale. The NNB estimation was validated by comparing simulations with in situ measurements (Table 4). The comparison was made for the following sampling sites (in $\text{gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$): Lézat, Montégut and downstream of Toulouse (Figure 30). The goodness-of-fit of the simulation was determined by using PBIAS and R^2 .

6. Ecological Functions Indicators and Statistical Analysis

The investigated ecological functions were related to NR and NP, including in NNB. These functions were analyzed by using the model to simulate both indicators, the NNB and the NNB rate, at

the scale of each reach. In the model setup, we defined 1,320 reaches that were around 1.3 and 16.1 km long. The in-stream nitrogen cycle in SWAT is simulated by the QUAL2E module. SWAT model permits to turn off the QUAL2E module that allowed us to distinguish the “physical processes”. The difference between the “physical processes” (when the QUAL2E module is turned off) and the processes when the QUAL2E module is switched on allowed us to distinguish the in-stream biological processes.

a. Nitrate Net Balance (NNB) and Nitrate Net Balance Rate (NNBR)

The indicator of NNB (Eq. 42) is defined as:

$$NNB = \frac{[NO_3 \text{ load OUT}] - [NO_3 \text{ load IN}]}{\text{Reach wetted area}} \quad (\text{Eq. 42})$$

NNB is calculated at the reach scale by the in-out nitrate load difference divided by the wetted area. The wetted area is determined by multiplying the wetted perimeter by the length of the reach. The wetted area represents the surface of the cross-sectional area that is “wet” in a reach. The unit of this indicator is $\text{gN.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$. If the value of the NNB is negative, nitrate is removed from the surface water, which indicates the Nitrate Removal (NR). NR describes the amount of nitrate that is retained or withdrawn from the river system either by denitrification, aquatic plant assimilation or sediment retention. If the NNB is positive, it indicates that nitrate inputs are higher than sinks, meaning that Nitrate Production (NP) occurs. In the SWAT model, input nitrate fluxes into the reach come from upstream subbasins drained at this point. The nitrate outputs from upper subbasins are composed of runoff, lateral and aquifer fluxes that are entering the stream.

The indicator of NNBR in m^{-2} (Eq. 43) is defined as:

$$NNBR = \frac{NNB}{[NO_3 \text{ load IN}]} \quad (\text{Eq. 43})$$

NNBR is a weighting of NNB by nitrate load that enters the reach. This indicator removes the effect of the discharge that has a huge impact on seasonal analysis and allows the comparison of the NR capacity of each reach.

b. Identifying relevant factors for NR

A statistical analysis has been carried out to identify influencing factors for NR. R studio software with the packages ade4, MASS, and stats (<https://cran.r-project.org>) for Principal Component Analysis (PCA) as well as Kruskal Wallis test was used for this analysis. Variables used in the statistical analysis are the slope of the terrain or of the river and the rivers' width, the watershed area, the discharge, and the Froude number. The Froude number is the ratio of two forces, the mean water velocity (or the travel weight) and the wave velocity (or the resistance of water), which provides information about the river regime. The calculated Froude number of the river suggests that its regime could be hypocritical (fluvial) (<1) or supercritical (torrential) (>1) indicating the in-stream physical

processes behavior (Chanson, 2004). Slopes, watershed area, river slope, and width, as well as Froude number were received by GIS analysis and simulated river discharge. A clustering using the K-means algorithm (Jain, 2010) on these variables was done in order to find a correlation between NR and hydro-morphological factors.

3. Results

1. Assessment of NNB in the Garonne River Network

The model simulation is satisfactory with a PBIAS of 5%, a standard error of 0.005 and an R^2 of 0.96 between observations and simulations (Table 8). In the flood plain area, two observed flow regimes, 50 and 100 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, were sampled (Teissier et al., 2008) and the mean PBIAS of NNB between observed and simulated values is evaluated as satisfactory with respectively 10 and -20%. The comparisons between the simulated NNB and the in-situ measurements of Sánchez-Pérez et al. (2009) (sampled at each season) are also satisfactory with a PBIAS of 6%. During winter, NNB is equal to -7.10^{-4} and $-8.10^{-4} \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ for observation and simulation and equal to $-0.059 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ and $-0.055 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ during spring.

Downstream of the Garonne River both indicators (NNB and NNB rate) are positive and show the NP (Figure 34). We can distinguish among two types of reaches: "production" reaches, characterized by high Strahler numbers (superior to Strahler 5, such as the Garonne at Tonneins (outlet)), and "removal" reaches, in the remaining watershed (such as Salat at Roquefort), that shows nitrate retention (Figure 34). In lowland areas, where the slope is median and Strahler numbers are low (these areas are located in the Centre of the watershed), NR is higher than in the rest of the watershed. The highest NR occurred in the intermediate reaches (Figure 34A), corresponding to reaches between third and fifth Strahler order (67 % of the watershed reaches), whereas the highest removal rate happened in the upper part of the watershed (Figure 34B). For 82 % of the total watershed, NR is removed by the intermediate reaches. To summarize, in the Garonne River, the hot spots for NR are in the intermediate

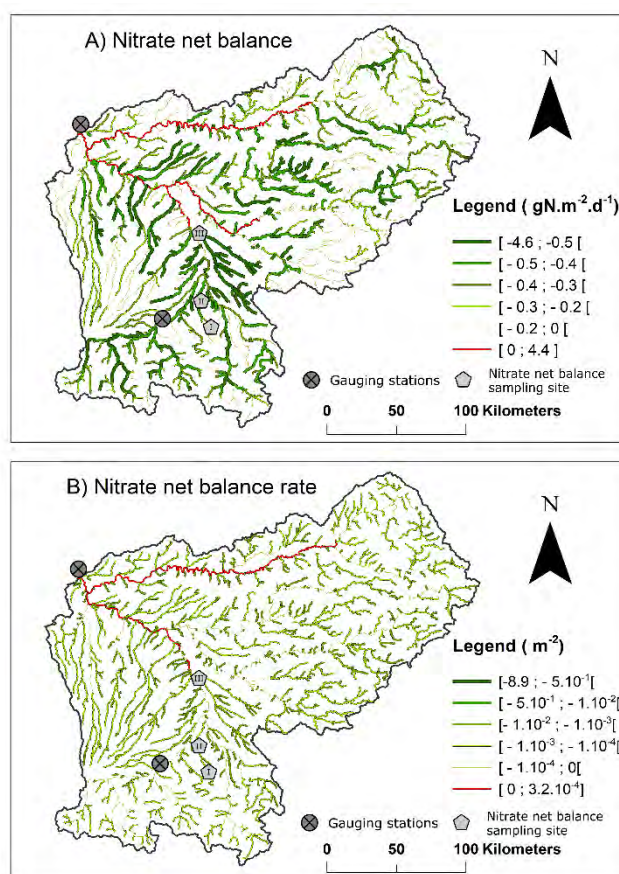


Figure 34: The inter-annual monthly average simulation of (A) Nitrate Net Balance, NNB, by reaches over Garonne watershed in $\text{gN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; (B) Nitrate Net Balance Rate, NNBR, by reaches over Garonne watershed in m^{-2} ; and localization of NNB sampling sites (I: Montegut, II: Lézat, III: Downstream of Toulouse) and two gauging stations (Tonneins at the outlet and Roquefort at Salat)

reaches and for NP, hot spots are located in reaches with high Strahler numbers (higher than fifth Strahler order).

2. NNB Rate Dynamics

a. Seasonal Variation

The comparison of the seasonal monthly average NNB rate variations (Figure 35) shows that the removal rates are higher during summer and spring with median values of $-3.92 \cdot 10^{-4} \text{ m}^{-2}$ and $-1.04 \cdot 10^{-4} \text{ m}^{-2}$, respectively. Statistically, the NNB rates among seasons are significantly different. The monthly average removal rate is still high during spring (Figure 35) for both physical (river connectivity) and biological processes (water column and benthic processes including in QUAL2E module) (Section 2.3). However, during summer, the biological part produced nitrate with a median value of $+3.54 \cdot 10^{-3} \text{ m}^{-2}$.

During spring, NR is the strongest with 45% of the rivers removing more than $-0.1 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Monthly average NNB is lowest during winter, about 40 times smaller than NNB during spring. However, the highest NNB variability occurs during spring ($\pm 1.77 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) and winter ($\pm 1.45 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) whereas the summer and autumn NNB variation are respectively five ($\pm 0.36 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) and three times ($\pm 0.58 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) less than winter values. In conclusion, the hot moments of NR seem to occur during summer and spring seasons whereas NP is the most important in winter.

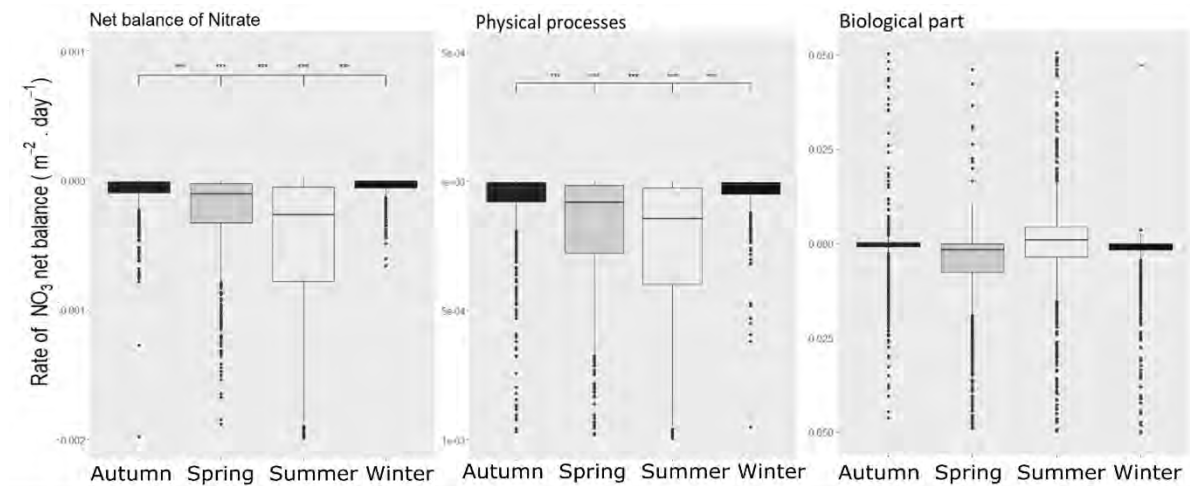


Figure 35: Seasonal variations of simulated Nitrate Net Balance Rates repartitioned through seasons in m^{-2} over the period from 2000 to 2010.

b. Spatio-Temporal Variability of NNB

The NNBs in reaches vary along the watershed and among the seasons (Figure 36). The NNB spatial variation, ranging from -6.27 to $+2.46 \text{ gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, is stronger than the temporal variation (ranging from -2.56 to $+2.7 \text{ gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$). The NNB shows a clear spatial variation during winter and summer (Figure 37): downstream near the outlet the NP occurs during the entire year. The lowland area (Strahler order between 3 and 5) has the highest variability of the NNB rate (Figure 36).

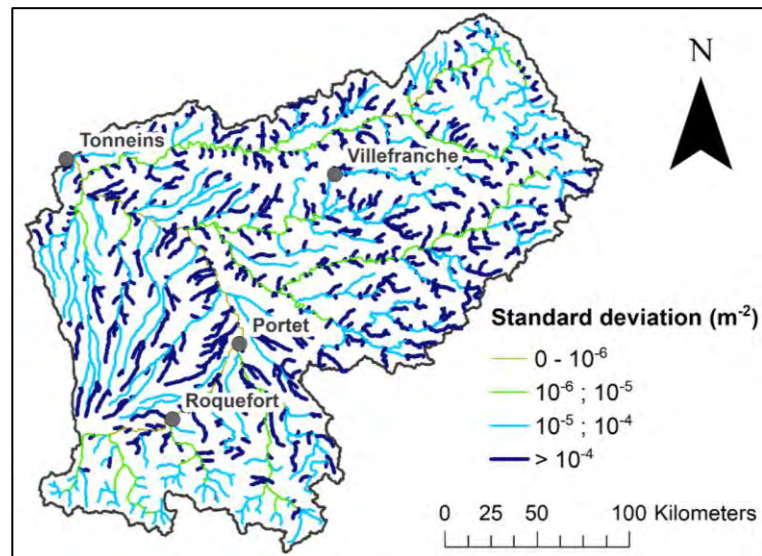


Figure 36: Standard deviation of the monthly average Nitrate Net Balance Rates over the watershed in m^{-2} from 2000 to 2010.

If we look at the respective contributions of physical and biological processes, the NNB produced by the physical processes is always negative. There is no production of nitrate during the year (Figure 37C). This NR produced by the physical processes is stronger in the lowland during summer (Figure 37D) NR of the physical processes is higher in summer ($0.36 \text{ gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, Figure 37D) than in winter ($0.07 \text{ gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, Figure 37C). Looking at the NNB due to biological processes (Figure 37E, Figure 37F), it can be observed that most of the watershed reaches produce nitrate during summer except for upstream rivers that retained a small amount of nitrate. As expected, during winter with low biological activities, main reaches produce nitrate whereas small reaches retained a low amount of nitrate.

3. NR and influencing factors

a. Effects of hydro-morphological factors

Since NR differs from upstream to downstream, we made a first multivariate analysis to determine which hydro-morphological factors have an impact on NR. The Principal Component Analysis (PCA) shows that NR is correlated to the subbasin slope value, discharge, and Froude number.

A cluster analysis groups reaches based on slope, discharge and Froude attributes. Since the slope factor has the strongest weight in the description of NR, the cluster separates the data in three groups of reaches depending on their slope value (Figure 38):

- Group 1, named S1, determines rivers with a slope higher or equal than 1%
- Group 2, named S2, characterized by a slope between 0.5 and 1%
- Group 3, named S3, defined by a slope lower than 0.5%.

Over 1320 reaches were defined by the model, 50% of them belong to S1, 29% to S2 and 21% to S3. The NNB of physical and biological processes are statistically different between these three groups (Figure 39B and Figure 39C), whereas S2 and S3 do not differ if we consider all the processes (Figure 39A).

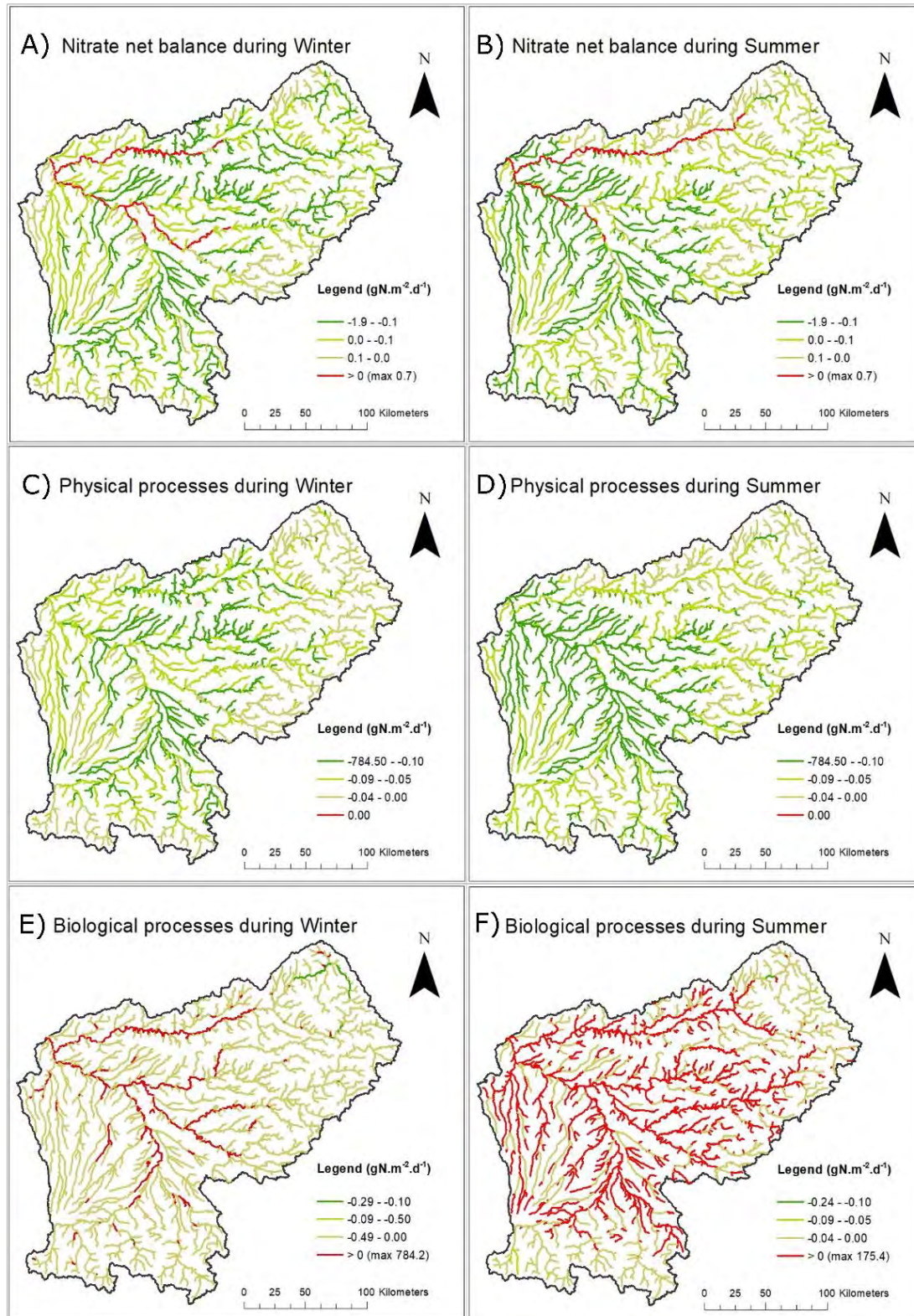


Figure 37: Seasonal variations of simulated Nitrate Net Balance (NNB) in all reaches of Garonne watershed (A, B) during Summer and Winter and the contribution of physical (C, D) and biological (E, F) processes in the NNB (unit: $\text{gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$).

b. Background Effect of Nitrate Concentration

At the outlet, statistical correlation shows that NR is explained at 30% by nitrate concentrations. However, there is no correlation ($R^2 = 0.003$, $p\text{-value} > 0.05$) between these two variables (NR and nitrate concentration) if all reaches of the Garonne watershed are considered. When we focused only on the intermediate reaches (reaches of S3, with slope above 0.5%, between third and fifth Strahler), with the highest NR capacity, a correlation between background nitrate concentration and NR is found ($R^2 = 0.74$, $p\text{-value} < 0.001$).

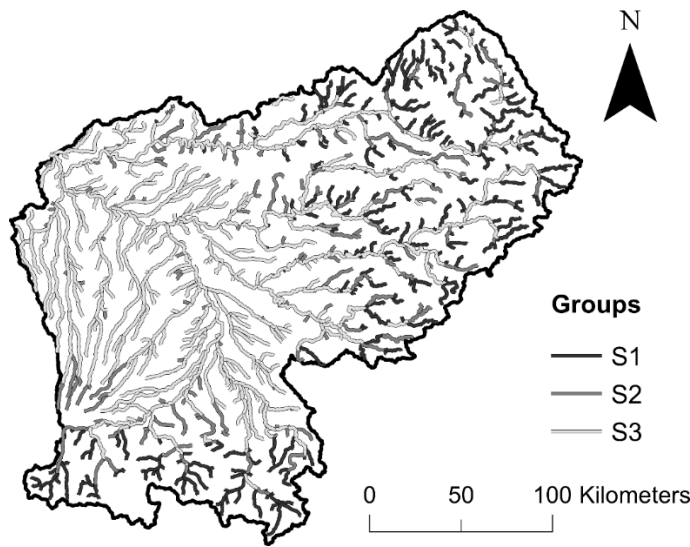


Figure 38: Spatial pattern of the 3 groups over the Garonne watershed after clustering Nitrate Removal as a function of influencing factors. Division in three groups - S1: slope $\geq 1\%$; S2: slope $[0.5, 1[$; S3: slope $< 0.5\%$.

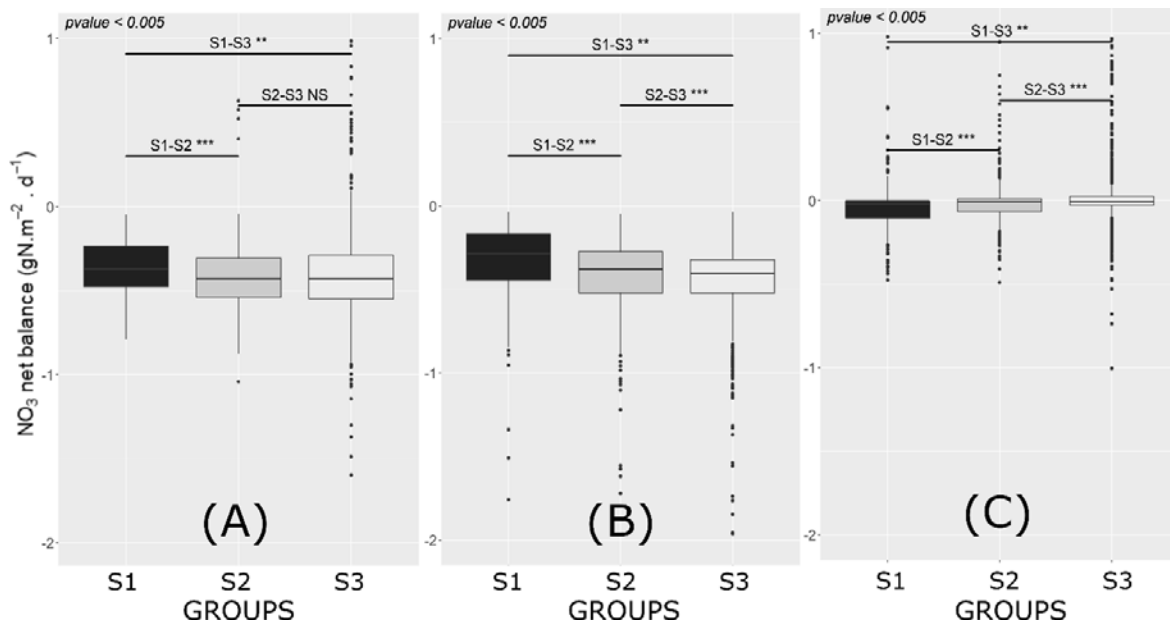


Figure 39: Nitrate Net Balance (NNB) repartition in three groups (S1: slope $\geq 1\%$; S2: slope $[0.5, 1[$; S3: slope $< 0.5\%$) according to (A) physical and biological processes, (B) physical Processes, (C) biological processes. Kruskal- Wallis test: NS: $p\text{-value} > 0.05$; *: $p\text{-value} \leq 0.05$; **: $p\text{-value} \leq 0.01$; ***: $p\text{-value} \leq 0.005$). Nitrate removal (when the NNB is below zero) is

mostly observed in all three groups. However, Nitrate Production is observed in the high Strahler reaches as shown in Figure 39 (A) upper whisker of S3 that means NNB remains higher in group 3.

c. Land Cover Effect

The vicinity of rivers might have an impact on the NNB. Figure 40A presents the quartiles of inter-annual monthly simulated NNB distribution for each land cover type surrounding the reaches. We considered each land cover of each subbasin and NNB was weighted by the area of each land use in that subbasin. In this study, all land uses are considered to have an impact on in-stream stream processes in rivers. Quartile 1 shows the percentage of reaches removing nitrate the most with NNB less than $-0.5 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, whereas quartile 4 displays the percentage of reaches producing nitrate (NNB above $0 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). No quartile 1 and 4 values are found in the bare rock area, which can be explained by the low biological activity in this region. Since this type of area represents only 0.68 % of the watershed, it is considered as not representative. Quartile 4 – containing reaches producing nitrate - are the more frequent in the category “Others”, which incorporates mostly urban and industrial areas (67%). Rivers surrounded by forest (49%), meadow (54%) and agriculture (51%) remove the most nitrate (quartile 1 and 2). Figure 40B explains the repartition of NNB depending on crop management according to the Corine Land Cover 2012 classification. Reaches surrounded by planted forest of poplar trees remove nitrate the most (48 %) and do not produce as much nitrate (less than 3 %) as reaches surrounded by pasture (less than 1%).

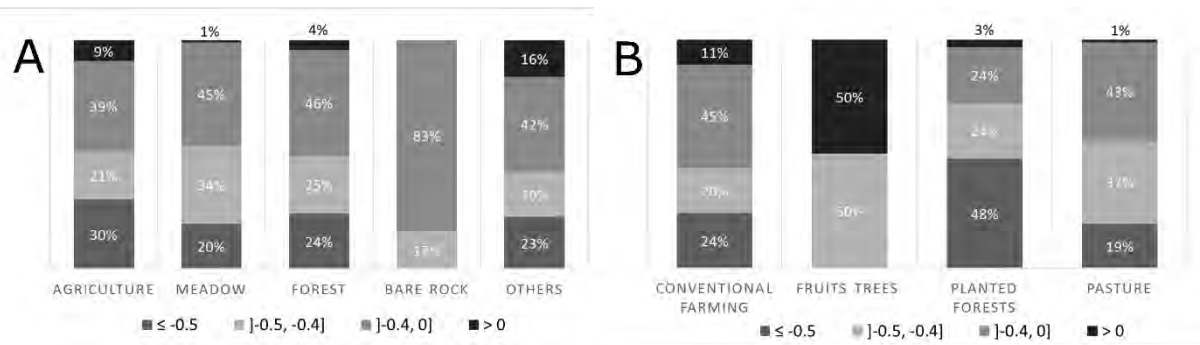


Figure 40: A – Distribution of Nitrate Net Balance quartiles surrounded by land covers according to Corine Land Cover (CLC) 2012 classification. B – Group repartition surrounded by crop management according to CLC 2012 classification (with quartile 1 ≤ -0.5 , quartile 2 $]-0.5, -0.4]$, quartile 3 $]-0.4, 0]$, quartile 4 > 0 , units: $\text{gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). Quartile 1 combines reach removing nitrate the most and quartile 4 combines reaches producing nitrate.

4. Discussion

The discussion focuses on three items: (i) the performance of the model regarding hydrology, nitrate loads and NNB indicator, (ii) the capability of the model to simulate the variation of the NNB in space and time, and finally (iii) the determined influencing factors that can explain the behavior of the NNB in reaches.

1. Model Performance

The calibration of our model is highly dependent on the variation of the conditions in the different spatiotemporal pedo-climatic zones as well as on discharge variability, agricultural practices,

and dam management in the Garonne watershed. In our case, the simulation results on streamflow, nitrate load, and NNB can be compared with a few studies in the case study area.

a. Hydrology

Simulated water yield (around 350 mm.yr⁻¹) is in the same range as described by Tockner et al. (2009), and evapotranspiration (450 mm.yr⁻¹) is in agreement with Grusson et al. (2018). The streamflow at station Tonneins varies between 513 to 623 m³.s⁻¹ in the period of 1990 to 2010 (Espitalier-Noël et al., 2016; Grusson et al., 2018) which is in the same range as in our study (561 m³.s⁻¹). According to Moriasi et al. (2015), our daily discharge simulations can be evaluated as good to very good (Table 6). The poorest streamflow performances are achieved at the gauges of some rivers that are known to be subject to significant human stressors (urban effluents, dams, and agricultural managements), such as the Save River at Larra (Boithias et al., 2014b).

To compensate for the lack of data of other hydrological components such as ground and sub-surface water and to avoid equifinality issues, this study tries to use other values such as crop yields and irrigation volumes to provide a number of the water use partitioning and nitrogen inputs. The achieved performance metrics for the calibration and validation periods as well as the comparison with other studies confirm the suitability of the SWAT model to simulate realistically streamflow, irrigation volume, and crop yield.

b. Nitrate loads

Simulated nitrate loads of this study (1 478 kgN.km⁻². y⁻¹) are similar to others reported in the literature, with ranges between 900 to 1500 kgN.km⁻². y⁻¹ (Sutton et al., 2011b). Due to confidentiality laws and resulting lack of data on spatially explicit fertilization rates, the assessment of the effects of agricultural management strategies at the micro-scale (farm level) is nearly impossible (Volk et al., 2008). Hence, nitrogen inputs by agriculture and municipalities have to be generalized. However, these simplifications enable a more or less satisfactory simulation of nitrate losses on a larger scale. For example, downstream Toulouse, the average concentration of nitrate observed is 3.4 mg. L⁻¹, which is due to the effect of the wastewater treatment plant effluents, whereas the simulated concentration based on simplified effluents is only 2.6 mg.L⁻¹ (PBIAS of 22%). Similarly, Jégo et al. (2008) showed that nitrogen leaching for Sugar beet crop is equal to 20 kgN.ha⁻¹ whereas our study simulated leaching of 18.5 kgN.ha⁻¹ which is in the range of the uncertainties of crop management information and N application periods (Jégo et al., 2008).

In general, the lack of both long term series of daily water quality data and high-density networks of water quality monitoring stations has limited our capacity to evaluate the simulations, which represents a general problem and results in uncertainties. Despite the reported uncertainties, the performance of the simulated nitrate loads is considered satisfactory for the majority of the watershed (according to the suggestions of Moriasi et al. (2015)).

c. Nitrate Net Balance (NNB)

The validation such as streamflow, nitrate load in different points in the river network, crop yields, and irrigated volume enabled a good representation of the nitrate transfer and so the NNB. Moreover, the NNB simulated in SWAT is validated by in-situ measurements (Table 8). Knowing that each comparison has its uncertainties, the validations of multiple variables support a satisfactory representation of the watershed processes and their ecological functions. All NNB ranges that are not represented by in-situ measurements have been validated with this methodology (“indirect validation”). Due to the high uncertainties of the daily NNB simulations, monthly values for the comparison of the simulation and observation values are used. This procedure is also more suitable for comparing orders of magnitudes of NNB. In our study, the simulated maximum daily amount of nitrate removed from the corresponding reach ($-0.12 \text{ gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ with a standard deviation of 0.06) is in the same range as reported in the study by Sauvage et al. (2018) ($-0.19 \text{ gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ with a standard deviation of 0.07). Some studies using microcosm tried to evaluate the NNB of the biological processes, which range between -3.51 and $-0.01 \text{ gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ in Yao et al. (2017) and from -0.089 to $-0.031 \text{ gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ in Liu et al. (2017), which is in the range of our results (from -6.28 to $2.46 \text{ gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$). This study shows that even with a basic model depending on algal biomass and dissolved oxygen such as QUAL2E coupled to SWAT (Neitsch et al., 2011) can represent the ecological function on a large scale. This module describes processes such as algae uptake, mineralization, nitrification, and ammonification. Recently, other models developed for fine-scale, such as RiverStrahler, are more comprehensive for the in-stream biological processes description than the SWAT module used in this study.

Table 8: Nitrate Net Balance summary ($\text{gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) of the upper part and floodplain area of Garonne watershed according to in-situ measurements (coming from Marti et al., (2004) and Tessier et al. (2008) databases) and SWAT simulations. (SD: standard deviation).

	Upper part ⁽¹⁾ (Strahler order 3)		Floodplain ⁽²⁾ (Strahler order 7)	
	Observed	SWAT Simulated	Observed	SWAT Simulated
	unit: $\text{gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$		unit: $\text{gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	
Mean	-0.011	-0.010	-0.034	-0.071
Median	-0.002	-0.003	0.094	-0.023
Maximum	0.002	0.002	0.286	0.367
Minimum	-0.115	-0.107	-0.703	-0.593
SD	0.033	0.030	0.378	0.362

(1) Sánchez-Pérez et al., 2009 (n= 24)

(2) Tessier et al. (2008) (n= 96)

Considering physical and biological processes separately, the ranges are completely different. The physical effect on NR is mainly explained by a mixture of waters from different sources and associated with nitrate loads. During summer and winter, as the Garonne watershed has a rain and snowfall regime, we have 2 low water periods, the exchanges between groundwater and water columns are characterized by low discharge and low runoff, and thus higher via the hyporheic zone (Marmonier

et al., 2012). Hence, the main contribution is coming from groundwater flow. During this low water period, the nitrate loads are driven by physical processes and come from low land areas and floodplains where significant shallow groundwater aquifers can be found, which are mainly polluted by agricultural activities. This shallow groundwater is mainly polluted by agricultural activities (Jégo et al., 2008; Sánchez Pérez et al., 2003). During the autumn and the spring, lateral subsurface flow, as well as surface runoff, contributed to the river nitrate load (Bernard-Jannin et al., 2017; D. Peyrard et al., 2011; Weng et al., 2003). The biological processes simulated by SWAT have a much lower influence on the overall NR than the river connectivity (physical processes). The proportion of biological and physical processes in the total NNB is 15 % to 85 % in summer, 23 % to 77 % in fall, and 21 % to 79 % in spring and winter. During some season and flood events, biological and physical processes compensate for each other. For example, downstream of Toulouse, during spring, nitrate is produced by the biological part ($12.2 \text{ gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) whereas the physical part removes $14.7 \text{ gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ of nitrates. Considering the balance of physical and biological processes, downstream of Toulouse, the river removes $2.5 \text{ gN.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ of nitrates. In some reaches (generally upstream), only biological processes occur whereas in other parts physical processes are the main drivers. Both of these processes depend on transient storage in the reach. If the transient storage is high enough for biological processes to be involved, biological processes could be more important than the water connectivity effect. It could be interesting to focus on these different types of reaches to find a pattern of processes.

By comparing our results with the finding of Teissier et al. (2008) (representing only benthic processes), it becomes clear that the model is close to the amount of the NNB found in the biofilm and sediment compartments. The biological module of SWAT satisfactorily simulates the interactions between sinks and sources that occur in the river. Quantifying the transformation of nitrogen into nitrate in the rivers is necessary to develop cost-efficient management strategies to reduce nitrate pollution and increase the water purification efficiency.

Quantification of nitrogen by using QUAL2E has been approved in many other studies (Little and Williams, 1992; Migliaccio et al., 2007; Ryu et al., 2016; Salvetti et al., 2008). QUAL2E is very well suited for waste load allocation studies and management decision planning (Linfield C. Brown and Barnwell, 1987). The model is widely used in research studies and commonly applied as a standard model in water quality projects to evaluate other models (Shanahan et al., 1998). However, QUAL2E is specifically intended for the steady-streamflow in the water quality regulations and there is some criticism on the use of QUAL2E on watersheds with high variations in streamflow and high fluctuations over a diurnal and shorter time period. Nonpoint sources of pollutants to the river are highly driven by rainfall and vary significantly over time. These variations may deviate significantly from the underlying assumptions of QUAL2E (Shanahan et al., 1998). In our study, the objective is to determine the overall trend in average algal production in the Garonne watershed area that is important in the uptake of nitrate. Thus, working on a monthly scale avoids large flow variations and enables staying within the validity

range of QUAL2E. Furthermore, we have been able to validate the SWAT-QUAL2E simulation by comparing the model outputs with some other studies (Liu et al., 2017; Tisseuil et al., 2008; Yao et al., 2017a). In the case of the Garonne watershed, NR is due to denitrification and algae uptake. However, some studies show that the denitrification is offsetting during day and night in Garonne watershed (Tisseuil et al., 2008). The model is taking into account mainly the uptake of nitrate by biomass in the water and on the surface of the sediment. The model also considers that denitrification is very low. So, by running the model at monthly step we undergo the sub-daily processes (sink/release of nitrates like denitrification and plant uptake/mineralization) and keep the main processes represented by quality model. However, at an intra-daily scale, the model user might consider another water quality model integrating both the sediment/surface water interface and all the in-stream biomass, such as the RiverStrahler model (Billen et al., 1994), in order to analyze the weight of each compartment (denitrification, biofilm uptake, algae uptake...).

2. NNB Variations in Time and Space

a. Hot Spots And Hot Moments Of NR

Our method highlights hot spots, hot moments and also some explanatory factors of nitrate retention that are easy to measure. NNB includes two functions: NP and NR. Spatial and temporal variations affect both functions (Figure 34, Figure 35 and Figure 37). NP occurs mostly during winter, when in-stream processes are the least active, and in major rivers, downstream of important cities (Figure 34A). NR occurs mostly during summer and in the intermediate rivers (between third and fifth Strahler order and a slope above 0.5%). If we look at the patterns between biological and physical processes (by dilution, mainly) (Figure 35), season variability is driven by physical processes whereas there is no significant difference between NNB due to biological processes.

Biological activity and hydrologic variability influence nitrate sources and sinks through seasons and across the watershed. The hypothesis that the variability is influenced by other factors such as biodiversity is confirmed by Sauvage et al. (2018) and Yao et al. (2017). However, the amount of nitrate removed and the rate of this removed nitrate is different because of the variability of some environmental conditions. Some rivers remove an important quantity of nitrate, but this amount is influenced by the input of nitrates and by the size of the river as well as by the wetted area. The active biological processes occur in the benthic and pelagic parts of the river as well as the hyporheic zone where most nitrate is removed (Marmonier et al., 2012; Sauvage et al., 2018). The wetted area of a reach is variable in time and space (Alexander et al., 2009) and can be an important factor affecting the variability of NR both temporally and spatially.

Reaches in an agricultural area seem to retain more nitrate (Figure 40A) and their NNB variabilities during the year are higher than reaches surrounded by other land use, especially in the intermediate rivers (Figure 36). However, the NNB rate (Figure 34B) shows a lower spatial variability

than NNB (Figure 34A) that is influenced by environmental factors such as the reach characteristics. Nitrate concentration seems to have an influence, but it does not explain NR directly if we consider all reaches. However, for intermediate reaches (between third and fifth Strahler order and a slope above 0.5%), NR could be partially attributed to nitrate background concentration. Nitrate concentrations in the river have a background effect on NR so it should be directly or indirectly taken into account in further studies. On top of that, our statistical analysis shows that NR may be explained mostly by hydro-morphological factors.

Reaches removing nitrate the most are concentrated in S3 (Figure 39). They are characterized by plain areas with low slopes ($<0.5\%$). S3 (Figure 39A) integrates both the hot spots of NR (the intermediate reaches) and NP (reaches with high Strahler number). Although production is observed in the high Strahler reaches as shown in the upper whisker of S3 of Figure 39-A. S3 seems to be the group with the most activities, such as high NR caused by physical processes (Figure 39B) as well as high NR and NP caused by biological processes (Figure 39C). S3 comprises the intermediate reaches and high Strahler number reaches where hillsides leach more nitrogen because of the higher density of stressors such as agricultural practices and municipalities' effluents. We can conclude that small rivers (Strahler order under five) in the flat areas of the Central watershed are the most active reaches. In these special cases of intermediate small streams, low slopes are correlated with low discharge (Figure 38), which causes a longer residence time and more interactions between the water column and sediment. This may facilitate NR processes (Zarnetske et al., 2011). In fact, biological activities (i.e., biofilm in the sediment) are the biggest nitrate consumers, especially under low oxygen conditions in river sediments that trigger denitrification (García-ruiz et al., 1998). This removal may have happened during the aquifer flows in the hyporheic zone where oxygen is lower than in free water. The nutrient spiraling phenomena in the fluvial continuum might explain this removal (Vannote et al., 1980). In the headwaters, organic matter degradation is accelerated by some organisms whereas downstream microbial activity and algae density are stronger, thereby controlling NR in this part of the watershed (Sauvage et al., 2018).

Spring and summer are the seasons where the removal rate is higher (Figure 35). These seasons are the period where flora and fauna are the most active (McClain et al., 2003). Moreover, these seasons are characterized by low-flow periods where streams export less than 50% of inorganic nitrogen input (Peterson et al., 2001). If we consider all processes, NR occurs mostly during spring and summer, but the highest NNB variability occurs during spring and winter when nitrates is removed especially from physical processes and nitrate is produced mostly by biological processes. Spring and winter are flooding seasons that can have an impact on the dilution effect and biodiversity activities (Rolls and Bond, 2017). During high flows, in-stream processes and the fluxes associated with NR or NP still exist, but these fluxes are very low compared to total nitrate fluxes. Hence, during high flow, NR and NP are masked when we focused only on the balance. Moreover, Richardson et al. (2004) showed that during

high flows the effect of floodplains and backwater areas becomes more important. The NR is efficient when the discharge is low and nitrate concentration is high.

b. Influence of hillside characteristics on NR

Understanding the NR capacity and its behavior under stressors (any external factor derived from human intervention as municipalities' effluents, land management) (Sabater et al., 2019) in the aquatic system is important for analyzing impacts of nitrogen on water quality and targeting remediation measures to protect our water resources (Grizzetti et al., 2016). Our results have shown that the hillside land cover has an impact on in-stream NR (Figure 40). The correlation between hillside land cover and in-stream NRs might be explained by the impact of hillside land cover on the nitrate concentrations in the surface water by leaching.

When an ecosystem is subjected to human disturbance, NR can evolve significantly and sometimes irreversibly (Chapin Iii et al., 2000). This study shows that human activity land use might have an impact on this function. NR occurs mostly in the forest areas, which is explained by the denitrification activated by nitrate inputs, soil biodiversity, and the forests' soil moisture (Larson et al., 2019), but surprisingly also in the agriculture area. Moreover, the analysis of the type of agriculture shows that planted forests remove nitrate the most (Figure 40B). In this study, we consider a plantation forestry system as a forest managed for production purposes (Carle and Holmgren, 2003). This type of plantation undergoes tree-cutting that increases the plant nitrogen uptake compared to senescent trees (Fukuzawa et al., 2006). Moreover, the fertilization of the planted forest will provide some nitrogen inputs controlled by tree roots that avoid an important nitrate runoff (Udawatta et al., 2017) that permits the removal processes to be activated.

The indicator of NNB is influenced by climate, nitrate effluents from natural processes or human activities and geomorphological characteristics. However, it is interesting to explore factors that can explain and forecast NNB evolution.

NP and NR functions variability is not only impacted by the upstream-downstream and seasonal variation but also by agriculture and settlements with non-point and point-source pollution which explain the mean nitrate concentrations in the reach. Due to more human activities and more pollutions, NP frequently occurs downstream of municipalities. In conclusion, it becomes clear that specific landscape elements, such as hillsides, riparian zones, and floodplains, have an impact on in-stream processes and more precisely on ecological functions, strengthening the idea that further studies should focus on the integration of both land and in-stream processes for ecological functions assessment.

3. Influencing factors for in-stream NR

River morphology and the hydrological regime have an influence on NR in our study area, as it was shown with hydro-morphological factors (discharge, Froude number, slope) and NR.

The initial hypothesis was that the nitrate concentration is a driver of the NR rate (Sánchez-Pérez et al., 2009). In this study, the correlation between nitrates concentration and NR across the Garonne watershed is not obvious except for intermediate reaches (between third and fifth Strahler order and a slope above 0.5%) and could be explained by the small range of nitrate. The relationship between NR and influencing factors includes background nitrate concentration. Without in-stream nitrate or low nitrate concentration, NR cannot occur or proceed with higher capacity even if the "potential removal capacity" of the reach is high. This is not appropriate for the contrary case: high concentrations of nitrate are not correlated with a high NR potential. In our case, there is a positive relationship between nitrates concentration and the removal rate. The ecological tipping point (Dai et al., 2012), where the NR would collapse with more nitrate concentration is not confirmed in our study. However, it has to be pointed out that the current SWAT model would not be able to simulate it in a sufficient way. Hence, this study encourages further work to develop nitrogen cycle modeling for improved inclusion of the ecological tipping point.

Another hypothesis, formulated by Alexander et al. (2009), was that river size and reach's Strahler number, which are indirectly correlated with the slope of the reach, have an impact on the NNB. In the mountains, sloped sites are less affected by human use than lowlands. This hypothesis leads to the assumption that in upstream reaches (where human influences, such as channelized rivers, are less intense) the water quality regulation service may be underestimated (because of the lack of nitrates).

Our results on the impact of the slope, nitrate concentration, Froude number, and discharge on NNB suggest further investigations of the relationship between these factors, in order to consider these factors as indicators of NNB. By demonstrating that the biophysical diversity controls the function of NR, Sauvage et al. (2018) develop the idea of the relationship between hydro-morphological factors and NNB. The functional compartments existing in a reach (Sauvage et al., 2018) act on the nitrate uptake or release capacity of the river, and also, hydro-morphological factors that influence NR efficiency. Our results suggest a classification in three groups: a) upstream river section with gravels, low water level, and high velocity, the main functional compartment is epilithic biofilm; b) middle part of the river-dominated mainly by gravels, hyporheic zone and greater interactions with groundwater, and c) the lower river section that is characterized by fine sediments, high water levels, and low velocity. This classification is confirmed by observing the same slope and other hydro-morphological characteristics. NR can be divided into three groups depending on slopes, river discharge, and Froude's number. These groups can be distinguished by slopes and nitrate process interactions. An important finding is here that there is a synergy between river structure and function to explain NR. Moreover, NR is mainly impacted by the biofilm in the hyporheic zone by the influence of macroinvertebrates (Liu et al., 2017; Sauvage et al., 2018; Yao et al., 2017). Considering both river structures and biological activities in future studies could be a way to better understand ecological functions without going through a complex model. This study wants to encourage researchers to develop studies in that field.

5. Conclusion

This study analyzed for the first time space and time dynamics of the Nitrate Net Balance (NNB), an indicator of water regulation service, under multiple human stressors in a large watershed. These dynamics were investigated at the reach scale and monthly time step to characterize the “hot spots” and “hot moments” related to Nitrate Removal (NR) and Nitrate Production (NP) by using both modeling and different in-situ datasets. The model has been calibrated and validated on different variables linked to human stressors and natural processes (crop yield, irrigation volume, streamflow, nitrate load). This calibration-validation procedure enabled an indirect calibration of the NNB. Hot spots, intermediate reaches of the watershed (between third and fifth Strahler order and a slope above 0.5%), and hot moments, summer and spring, of NR were given in evidence. Finally, this study identified drivers controlling the dynamic of NR process. According to our statistical analysis, NR is negatively dependent on the slope except for rivers with high Strahler number. The second part of the analysis highlighted the influence of river hydro-morphological characteristics and land use on NNB. Considering the NNB and physical factors, some such as discharge, slope and Froude number, influence the NR in all reaches of the Garonne watershed. Finding a relationship between these variables, river hydro-morphological characteristics and land management could be a good way to help stakeholders in water management decisions and boost awareness and involvement of people for sustainable management of water resources. Wetlands and riparian areas are hot spots of NR and understanding their influence on NR balance could give us some insights about management decisions.

Acknowledgments

We want to thank members of Electricité De France (project REGARD-RTRA/STAE), Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne and Banque Hydro that provide us data. This project was supported by the DECOREM axis of ECOLAB, by the Université Toulouse III Paul Sabatier and by the Ministry of Higher Education and Research. Finally, this work was performed as part of the EU Interreg SUDOE IVB program (AGUAMOD – SOE1/P5/F0026 project, <http://www.aguamod-sudoe.eu>) and funded by ERDF.

Section B

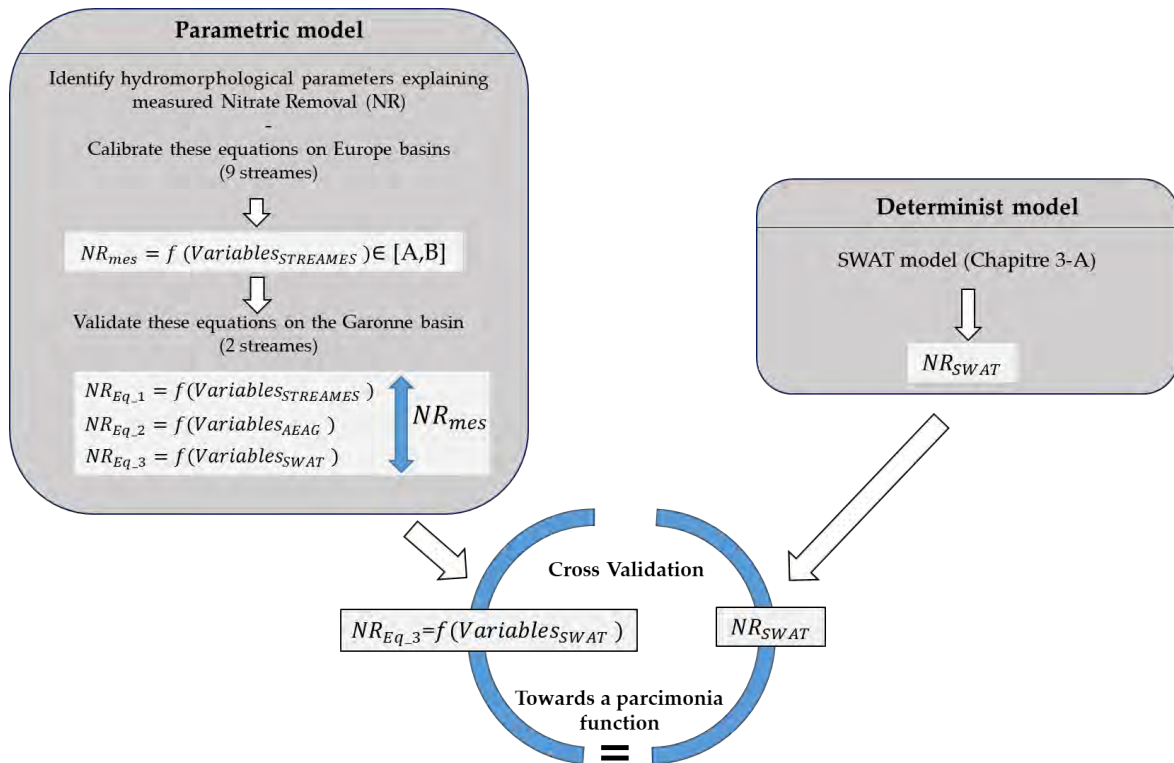


Figure 41: Schéma global pour la détermination de la fonction d'élimination des nitrates à partir (1) du modèle déterministe SWAT et (2) des équations paramétriques validées sur des mesures in situ prélevées sur 9 cours d'eau européen. La validation des équations paramétriques a été effectuée sur des mesures in situ prélevées sur 2 cours d'eau du bassin Garonne et sur les équations simulées à partir des données hydromorphologiques issues de trois différentes sources: (1) les prélèvements in situ du projet STREAMES, (2) les prélèvements in situ effectués par l'Agence de l'eau Adour Garonne (AEAG) et (3) les données simulées dans le modèle SWAT (Chapitre 3A). Puis, une validation croisée a été menée sur les sorties du modèles SWAT (Chapitre 3A) et ceux des équations paramétriques en utilisant les données hydromorphologiques simulés par SWAT comme données d'entrée sur l'ensemble du bassin versant de la Garonne.

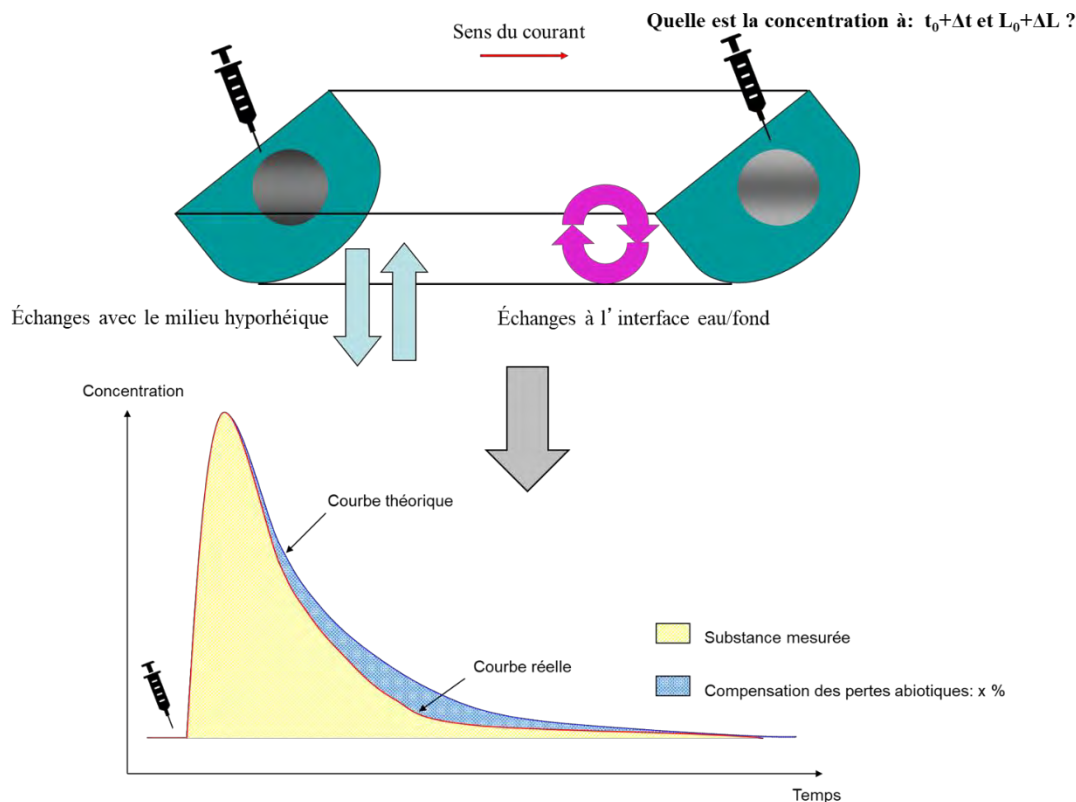


Figure 42: Schéma théorique des mesures de bilans de tronçons effectué dans le projet STREAMES.

B. Prédiction de l'élimination des nitrates au sein du cours d'eau à partir de facteurs de contrôle environnementaux

1. Introduction

Les fonctions écologiques de régulation de la qualité de l'eau contribuent à l'élimination des nutriments par les cours d'eau, permettant une amélioration de la qualité de l'eau et par conséquent le maintien « en bon état écologique » des écosystèmes aquatiques. L'élimination des nitrates dans le cours d'eau dépend des processus ayant lieu au sein de la colonne d'eau ainsi que des processus ayant lieu dans la zone hyporhéique, et va dépendre de variables environnementales. La compréhension de la variabilité des fonctions écologiques de régulation des nitrates au sein des cours d'eau et de leurs facteurs d'influence (effectuée dans la section précédente), a permis de se questionner sur la capacité de modéliser la fonction d'épuration naturelle en nutriments des cours d'eau.

L'objectif de cette étude est de pouvoir prédire le processus d'élimination à l'échelle de l'ensemble des masses d'eau de la Garonne à partir de facteurs de contrôle identifiés. Je montrerai dans un premier temps quels sont les paramètres hydromorphologiques du cours d'eau contrôlant potentiellement l'élimination du nitrate, de l'ammonium et du phosphate en utilisant un jeu de données européen de mesures in situ. Dans un deuxième temps, je proposerai des équations paramétriques et les validerai sur le bassin versant de la Garonne. Les équations paramétriques utilisant des jeux de données d'entrée différentes seront également comparées pour les valider. Enfin, je comparerai les résultats obtenus par le modèle paramétrique aux résultats obtenus à l'aide du modèle SWAT présentés précédemment (Chapitre 3A). La figure 41 schématise la méthodologie de cette section.

2. Matériels et méthodes

1. Observations in situ d'élimination de nitrates à l'échelle de tronçons de cours d'eau

L'étude statistique utilise une base de données élaborée durant le projet européen STREAMES (EVK1-CT-2000-00081). Ce projet a évalué, à partir de mesures de bilans à l'échelle de tronçons de cours d'eau (Sánchez-Pérez et al., 2009), les fonctions écologiques d'élimination des nitrates du phosphate et de l'ammonium sur 145 mesures effectuées dans 11 cours d'eau européens lors de conditions hydrologiques différentes. Les mesures de bilans à l'échelle de tronçon sont schématisées dans la figure 42.

Le programme STREAMES (www.streames.org) comprend l'étude de 11 tronçons de rivières de 8 pays européens (Figure 43). Douze campagnes de terrain ont été effectuées de 2001 à 2003 afin de récupérer les caractéristiques hydromorphologiques des rivières et leurs données climatiques et biogéochimiques dans des conditions hydrologiques différentes. Au total 145 mesures ont été effectuées et 42 caractéristiques hydromorphologiques et chimiques des tronçons ont été relevées (Sánchez-Pérez et al., 2009) ainsi que 435 mesures d'élimination de Nitrates, ammoniacale et Phosphates à partir de

campagnes d'injection. Les caractéristiques mesurées peuvent être réparties en trois catégories (Table 9) : les caractéristiques *morphologiques* (pente, profondeur, périmètre mouillé, etc.), *hydrologiques* (nombre de Froude (Eq. 44), débit, stockage transitoire, conductivité, dilution, etc.) et *physico-chimiques* (concentration en ammonium (NH₄), en nitrates (NO₃), ou en phosphates (PO₄), taux d'élimination en nitrates, etc.).

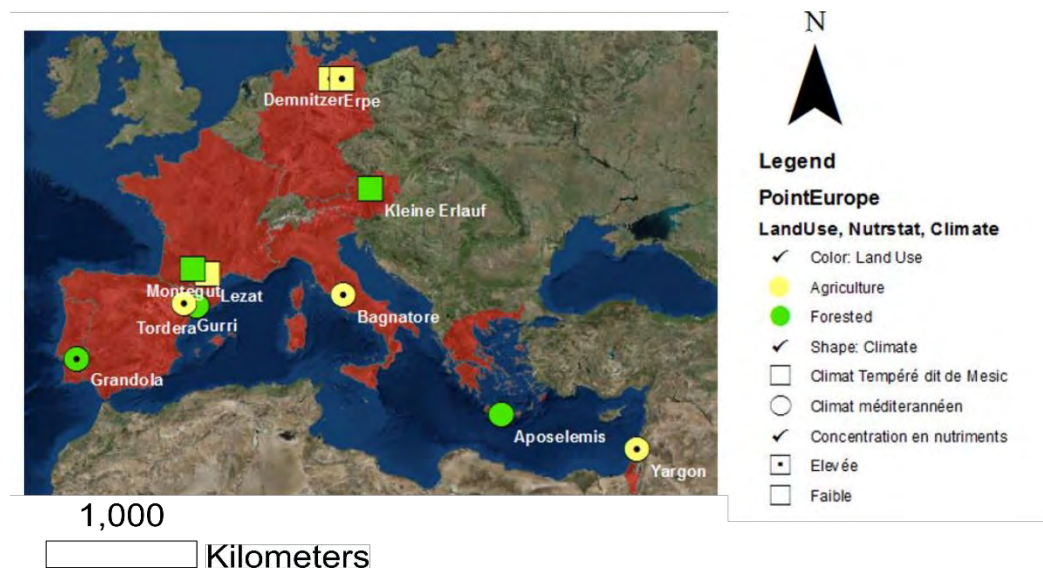


Figure 43: Localisation des cours d'eau européens du programme STREAMES et des caractéristiques des bassins versants associés – 11 cours d'eau au sein de 8 pays

Table 9: Liste des caractéristiques mesurées durant les campagnes du projet STREAMES et sélectionnées dans cette étude, leurs définitions et leurs unités avec AR, l'élimination d'ammonium, NR, l'élimination des nitrates et PR l'élimination des phosphates.

Name	Description	Units	Name	Description	Units
Descriptive data			Chemical		
Slope	Reach slope	%	NH ₄ -N	Ammonia concentration	mgN/L
Wet_width	Wet channel width	m	NO ₃ -N	Nitrate concentration	mgN/L
Wet_depth	Wet channel depth	m	NO ₂ -N	Nitrite concentration	mgN/L
XA	Cross-sectional area	m ²	AR	NH ₄ -N uptake rate	mgN/m ² /min
Wat_per	Wet perimeter	m	NR	PO ₄ -P uptake rate	mgP/m ² /min
SBA	Stream bed area	m ²	PR	NO ₃ -N uptake rate	mgN/m ² /min
HD	Hydraulic depth	m			
v	Water velocity	m/s			
Froude	Froude number	none			
Reynolds	Reynolds number	none			
Q	Discharge	m ³ /s			
Subsratio	Large vs small substrata (rocks+cobbles+pebbles)/(gravel+sand+silt+org. mud)	none			
v max	Maximum water velocity	m/s			
v min	Minimum water velocity	m/s			
v avg	Average water velocity	m/s			

2. Variables prédictives

Les caractéristiques hydromorphologiques et chimiques du cours d'eau conditionnent probablement la capacité du tronçon à retenir les nitrates, l'ammonium et les phosphates. Un premier traitement manuel de la base de données a permis d'écarter les variables ne correspondant pas à ces

critères. Quinze variables possédant un nombre significatif de mesures ont été sélectionnées et analysées dans une Analyse en Composantes Principales (ACP, Table 9). Le nombre de Froude (Eq. 44) est un nombre sans dimension qui correspond au rapport entre la vitesse d'écoulement et la célérité des ondes de surface. Si ce nombre, sans dimension, est supérieur à 1, il caractérise un régime torrentiel (Chanson, 2004). Au contraire, s'il est inférieur à 1, le cours d'eau suit un régime fluvial (Chanson, 2004).

$$Froude = \frac{v}{\sqrt{gh}} \quad (\text{Eq. 44})$$

avec v : la vitesse d'écoulement (m.s^{-1}), g : l'accélération de la pesanteur (m.s^{-2}), h : la hauteur d'eau (m).

La longueur et la largeur du cours d'eau, le périmètre mouillé du tronçon, l'aire de la section transverse, la profondeur du cours d'eau, la profondeur hydraulique, la surface du lit mineur, la pente, le nombre de Strahler, le pourcentage de roche, et la consistance du substrat sont des variables morphologiques qui vont influencer le temps de résidence des nutriments dans les cours d'eau et l'interaction entre la colonne d'eau et la zone hyporhéique. Ces variables sont autant de variables hydrologiques ayant potentiellement une influence sur les fonctions écologiques d'élimination. Enfin, les variables chimiques, telles que les concentrations en ammonium, en nitrates et en phosphore, vont agir sur les processus se déroulant au sein du tronçon. Les quinze variables descriptives hydromorphologiques (Table 9) sont redondantes entre elles. J'ai analysé ces variables prédictives potentielles à l'aide d'une ACP. L'ACP permet de mettre en lumière des paramètres corrélés les uns aux autres et dont l'usage tel quel en tant que prédicteurs dans un modèle paramétrique biaiserait l'analyse. L'ACP a été menée avec le logiciel R studio (bibliothèques : *ade4*, *ggplot2*, *MASS*, *factoextra*, *libridate*, *dplyr*). Les données ont été centrées et normées pour pouvoir être facilement comparables. Ce travail statistique a permis de distinguer quelques variables hydromorphologiques non-redondantes utilisées par la suite dans la détermination des équations paramétriques.

3. Équations paramétriques

L'objectif est de créer des équations à partir de variables faciles à obtenir pour modéliser les fonctions d'élimination des nitrates ($\text{kgN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$), de l'ammonium ($\text{kgN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) et des phosphates ($\text{kgP.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) au sein d'un cours d'eau directement sans passer par un modèle hydro-agro-climatologique complexe comme SWAT.

Tout d'abord, une analyse multivariée a été effectuée à partir des quelques variables hydromorphologiques non redondantes déterminées précédemment afin de définir les groupes de rivières ayant des caractéristiques physiques similaires. Une seconde ACP a été effectuée sur les moyennes temporelles des variables hydromorphologiques récoltées durant les douze campagnes de prélèvements pour chacun des neuf tronçons. Une analyse hiérarchique par *cluster* a ainsi pu déterminer la répartition des rivières appartenant à chacun des groupes définis.

L'étape suivante consistait à trouver des équations permettant d'exprimer les fonctions écologiques d'élimination en fonction des variables hydromorphologiques retenues. Sur les 11 tronçons présents dans la base de données, les deux tronçons du bassin de la Garonne (Lézat et Montégut) n'ont pas été intégrés au jeu de données d'entraînement, afin de les utiliser comme jeu de données de validation des équations. L'élaboration des équations a été effectuée à partir d'une approche statistique par régression multiple, dite pas à pas (*stepwise*), permettant de déterminer les variables explicatives des fonctions d'élimination. La régression multiple permet de choisir parmi x variables le plus petit nombre d'entre elles qui explique au mieux la variabilité de y . Toutes les variables sont entrées alternativement dans le modèle puis progressivement exclues en fonction de leur contribution au modèle. Cette méthode cherche à réduire la variabilité résiduelle du modèle en voie de progression afin de ne pas permettre à deux variables corrélées, voire redondantes, d'être dans la même équation. L'équation résultante se construit comme suit :

$$Y_{z,t} = \sum_{i=1}^n w_i * X_{i,t}$$

avec $Y_{z,t}$: la fonction écologique d'élimination du nutriment z à l'instant t , w_i : le paramètre de la variable explicative i , $X_{i,t}$: la valeur de la variable explicative i à l'instant t , et n : le nombre de variables significatives.

Tout d'abord, l'ensemble de la base de données issue du projet STREAMES a été considéré. Puis, une recherche approfondie sur chacun des groupes déterminés préalablement a été effectuée. Une fois les variables significatives déterminées, les paramètres w_i de chacune des variables ont pu être optimisés à partir de la méthode des moindres carrés. Enfin, les équations ont été validées à partir des mesures in situ prélevées sur les deux tronçons du bassin versant de la Garonne non utilisés de la base de données STREAMES (Lézat et Montégut, Figure 43). Au niveau de ces tronçons de validation, les équations paramétriques ont été simulées à partir des données hydromorphologiques issues de trois différentes sources : (1) les prélèvements in situ du projet STREAMES, (2) les prélèvements in situ effectués par l'Agence de l'eau Adour Garonne (AEAG), et (3) les données simulées dans le modèle SWAT (Chapitre 3A) (Figure 41).

Peu d'études ont été menées sur la fonction d'élimination dans les cours d'eau au sein du bassin Garonne (Liu et al., 2017; Teissier et al., 2008). Ces quelques études ne rentrent pas dans le domaine d'application (débit et pente) de ces équations paramétriques. C'est pourquoi les taux d'élimination simulés par SWAT (Chapitre 3A) ont été utilisés sur l'ensemble des cours d'eau du bassin appartenant au domaine de validité des équations, pour comparer et effectuer une validation croisée des sorties des modèles paramétriques sur les zones non couvertes par les mesures. En effet, la validation de la modélisation de la fonction écologique d'élimination des nitrates par le modèle SWAT - effectuée dans la section A de ce chapitre - permet d'utiliser ces données pour effectuer une validation croisée des

équations au pas de temps journalier au niveau des 1 068 tronçons entrant dans le domaine de validité des équations.

3. Résultats

1. Sélection des variables explicatives

Les corrélations entre les 15 variables restantes (Table 9) ont été considérées et une analyse multivariée pour distinguer les variables hydrologiques et morphologiques redondantes a été effectuée. 81,3% des informations se répartissent sur les trois premiers axes (Figure 44). La figure 44 distingue 5 groupes de variables. Les variables ayant la même réponse sont redondantes entre elles. Le nombre de Froude et la vitesse d'écoulement sont directement corrélés, ce qui paraît logique au vu de l'équation 3. La sélection des variables sélectionnées pour chacun des groupes a été effectuée en écartant l'ensemble des variables avec des données manquantes, ou dont l'obtention était difficile en vue d'une généralisation spatiale (par exemple le nombre de Reynolds). Il est important de noter que des variables non redondantes entre elles ne signifie pas que les variables ne sont pas corrélées. En effet, plusieurs études ont montré le lien direct entre le débit et la pente par exemple (Amoros and Petts, 1993).

Les variables hydromorphologiques non redondantes entre elles ont alors été sélectionnées afin d'explorer une relation pour expliquer les fonctions d'élimination en nutriments : le débit (Q), la profondeur du cours d'eau (Depth), la pente (Slope), le nombre de Froude (Froude), et la consistance du substrat (Subsratio : $\frac{\text{pavé} + \text{galet}}{\text{gravier} + \text{sable} + \text{limon}}$). Malgré le fait que le débit et la profondeur ont la même représentation sur l'axe 1, ces variables ont des comportements opposés sur l'axe 2, axe sur lequel 45% des informations de la profondeur s'expriment. La recherche d'un modèle paramétrique intégrera donc ces cinq variables hydromorphologiques en plus des variables chimiques.

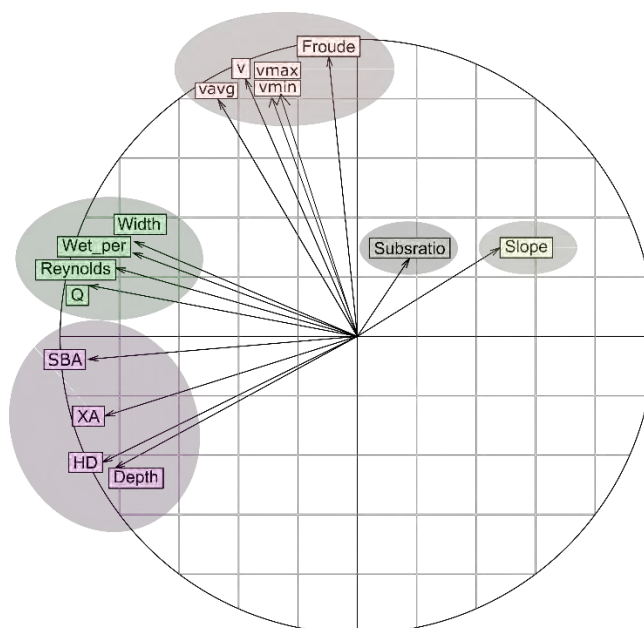


Figure 44: Influence des cours d'eau sur la variabilité des variables hydromorphologiques. La description des variables est décrite dans la table 9.

2. Définition des groupes de rivières

Une seconde ACP sur les moyennes temporelles des variables hydromorphologiques, récoltées durant les douze campagnes de prélèvements pour chacun des neuf tronçons, a permis de distinguer trois groupes de rivières. La répartition des groupes pour chaque variable à l'aide d'histogrammes a été regardée. Chaque groupe de l'ACP peut être caractérisé par une gamme de pentes distinctes. Le groupe 1 se caractérise par une pente comprise entre 1,3% et 5%, le groupe 2 entre 0,5% et 1,3%, et le groupe 3 entre 0% et 0,5%. Ces résultats permettent d'obtenir la répartition des rivières de la base de données STREAMES en trois groupes :

- Groupe 1 : Aposolemis (Grèce), Bagnatore (Italie), et Demnitzer (Allemagne [All])
- Groupe 2 : Grandola (Portugal), Montegut (France [Fr]) et Tordera (Espagne [Es])
- Groupe 3 : Lezat (Fr), Gurri (Es), Kleine Erlauf (Pologne), Yargon (Israël) et Erpe (All).

3. Modélisation des fonctions écologiques d'élimination

La régression multiple dite pas à pas (*stepwise*) a été effectuée sur les mesures d'élimination de trois nutriments : l'élimination en ammonium (AR), l'élimination en phosphate (PR) et l'élimination en nitrates (NR). Les modèles d'élimination pour les différents nutriments, en considérant d'une part l'ensemble de la base de données (*No group*) et d'autre part la répartition en groupe, sont détaillés dans la table 10. Les variables explicatives des fonctions d'élimination varient en fonction du nutriment et du groupe.

Section B

Ecological Functions	N° Eq	Group	Model	Parametres							Performances		
				a	b	c	d	e	f	g	R ²	NSE	KGE
Ammonia removal (AR)	1	No Group	$\log(\text{AR}) = a + b \cdot \log(\text{NH}_4) + c \cdot \log(\text{PO}_4) + d \cdot \log(\text{NO}_3) + e \cdot \log(\text{Slope}) + f \cdot \log(\text{Q}) + g \cdot \log(\text{Froude})$	-0.3	2.2	-1.3	-0.8	0.6	0.7	-1.0	0.64	0.64	0.59
	2	Group 1	$\log(\text{AR}) = a + b \cdot \log(\text{Froude}) + c \cdot \log(\text{NH}_4) + d \cdot \log(\text{PO}_4) + e \cdot \log(\text{Slope})$	0.6	3.0	1.6	-1.9	0.4			0.82	0.82	0.79
	3	Group 2	$\log(\text{AR}) = a + b \cdot \log(\text{NH}_4) + c \cdot \log(\text{Froude}) + d \cdot \log(\text{Q}) + e \cdot \log(\text{Depth}) + f \cdot \log(\text{Slope}) + g \cdot \log(\text{PO}_4)$	-3.2	2.0	-3.4	3.1	-4.1	0.9	-0.9	0.90	0.90	0.88
	4	Group 3	$\log(\text{AR}) = a + b \cdot \log(\text{NH}_4) + c \cdot \log(\text{PO}_4) + d \cdot \log(\text{Depth})$	-0.7	0.8	0.8	-1.6				0.93	0.93	0.82
Phosphate removal (PR)	5	No Group	$\log(\text{PR}) = a + b \cdot \log(\text{PO}_4) + c \cdot \log(\text{NO}_3) + d \cdot \log(\text{Q})$	0.2	1.5	-1.2	0.5				0.33	0.33	0.23
	6	Group 1	$\log(\text{PR}) = a + b \cdot \log(\text{Froude}) + c \cdot \log(\text{PO}_4) + d \cdot \log(\text{Depth})$	-2.7	2.1	-0.9	-1.0				0.54	0.54	0.48
	7	Group 2	$\log(\text{PR}) = a + b \cdot \log(\text{NH}_4) + c \cdot \log(\text{PO}_4) + d \cdot \log(\text{Depth}) + e \cdot \log(\text{Slope})$	3.0	0.8	1.0	3.6	0.7			0.90	0.90	0.48
	8	Group 3	$\log(\text{PR}) = a + b \cdot \log(\text{PO}_4) + c \cdot \log(\text{Slope})$	1.7	2.0	1.3					0.96	0.54	0.48
Nitrate removal (NR)	9	No Group	$\log(\text{NR}) = a + b \cdot \log(\text{NO}_3) + c \cdot \log(\text{Q}) + d \cdot \log(\text{Froude})$	1.2	1.3	0.6	1.1				0.29	0.29	-0.51
	10	Group 1	$\log(\text{NR}) = a + b \cdot \log(\text{Q}) + c \cdot \log(\text{Froude}) + d \cdot \log(\text{Depth})$	5.6	2.7	2.4	-1.5				0.90	0.54	0.48
	11	Group 2	$\log(\text{NR}) = a + b \cdot \log(\text{NO}_3) + c \cdot \log(\text{Q})$	0.4	2.9	1.6					0.66	0.90	0.86
	12	Group 3	$\log(\text{NR}) = a + b \cdot \log(\text{Q}) + c \cdot \log(\text{NO}_3) + d \cdot \log(\text{PO}_4)$	1.1	2.6	1.7	0.3				0.85	0.85	0.00

Table 10: Expressions et performances des modèles exprimant les fonctions écologiques d'élimination d'ammonium (AR), de phosphate (PR), et de nitrates (NR). Ammonium (NH₄), phosphate (PO₄) et Nitrates (NO₃).

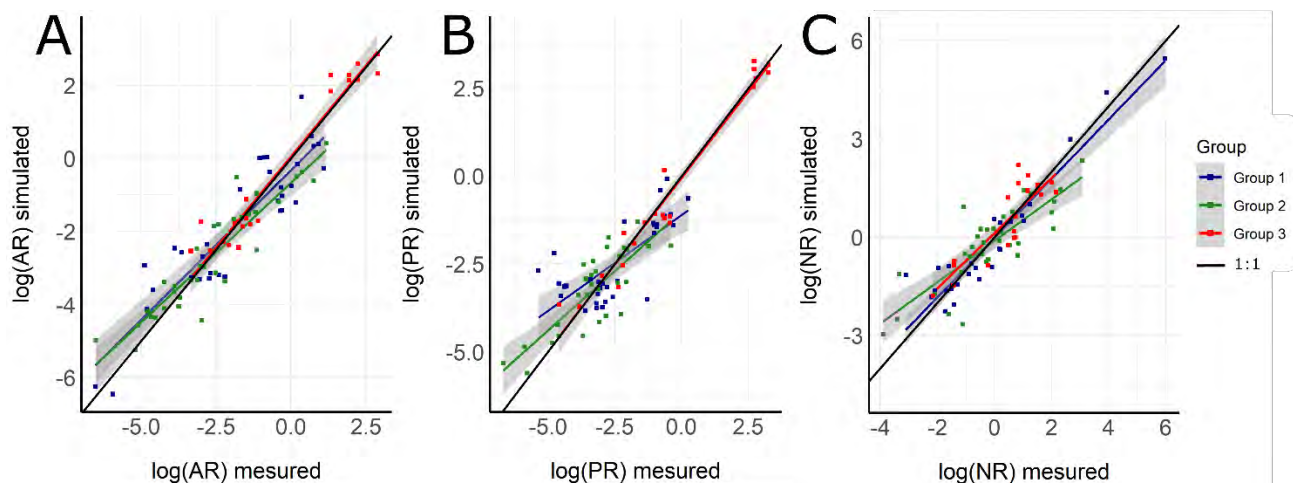


Figure 45: Comparaison entre les fonctions d'élimination en nitrates modélisées avec les équations de la table 10 et mesurées durant le projet STREAMES. (A) Ammonia Removal (AR) (en $\text{mgN.m}^2.\text{min}^{-1}$); (B) Phosphate Removal (PR) ($\text{mgP.m}^2.\text{min}^{-1}$); (C) Nitrate Removal (NR) ($\text{mgN.m}^2.\text{min}^{-1}$).

La fonction écologique AR peut présenter jusqu'à 6 variables explicatives (eq. 1 et 3) tandis que d'autres, telles que les fonctions NR du groupe 2 (eq. 11) ou la fonction PR du groupe 3 (eq. 8) nécessitent seulement 2 variables explicatives. La table 10 rassemble également les valeurs optimales des variables ainsi que la performance des modèles avec les indicateurs R^2 , NSE et KGE. Pour la fonction écologique AR, les performances sont acceptables pour l'ensemble des équations, mais les performances sont meilleures lorsque l'on considère les groupes hydromorphologiques avec un R^2 de 0,88, un NSE de 0,88, et un KGE de 0,83. Pour la fonction écologique PR, l'équation PR sans groupe ne renvoie pas de bonnes performances (R^2 : 0,33, NSE : 0,33, KGE : 0,23) alors que les équations par groupe ont des performances acceptables (R^2 : 0,80, NSE : 0,66, KGE : 0,48) d'après les critères de Moriasi et al. (2015) et de Knoben et al. (2019). Enfin, la fonction écologique NR ne distinguant pas de groupes renvoie de mauvaises performances (R^2 : 0,29, NSE : 0,29, KGE : -0,51) tandis que les fonctions NR par groupe renvoient de bonnes performances (R^2 : 0,80, NSE : 0,76, KGE : 0,45). Le PBIAS n'a pas été renseigné parce que l'ensemble des équations a une performance de PBIAS proche de 0. La Figure 45 représente les relations par groupe pour les trois fonctions écologiques d'élimination comparées avec les mesures *in situ*. L'ensemble de ces relations sont statistiquement linéaires (p -value < 0,05). Ces équations sont applicables dans leur domaine de validité respectif dépendamment du degré de la pente et des débits du cours d'eau devant être inférieur à $1 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. En conclusion, la pente permet de répartir les cours d'eau en trois groupes (définis précédemment) et de leur appliquer une équation spécifique (Table 10).

4. Validation des fonctions écologiques d'élimination AR, PR et NR sur deux cours d'eau de la Garonne : Lézat & Montégut

Le modèle doit être validé par des données n'ayant pas servi à élaborer les modèles paramétriques. L'application des équations aux stations de Montégut et Lézat (Figure 46) sur la Garonne

Section B

montre une corrélation entre les mesures et les simulations avec des performances acceptables et des valeurs de R^2 , NSE, KGE et PBIAS respectivement égale à 0,66, 0,60, 0,55, 9,39%.

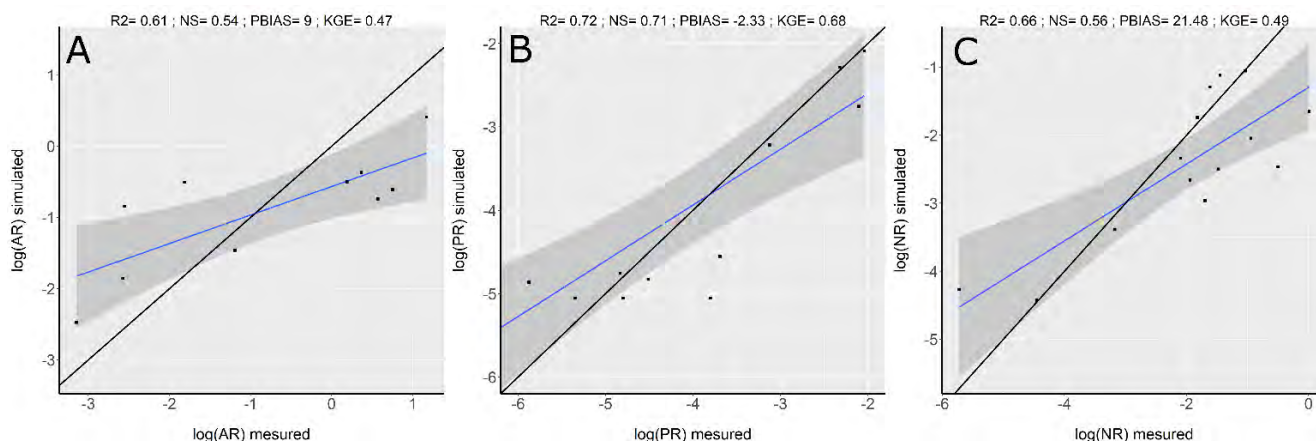


Figure 46: Corrélations entre les simulations et les observations des fonctions écologiques d'élimination aux stations de Lézat et Montégut (Figure 43) pour (A) l'ammonium (en $\text{mgN.m}^2.\text{min}^{-1}$), (B) le phosphate (en $\text{mgP.m}^2.\text{min}^{-1}$), (C) le nitrate ($\text{mgN.m}^2.\text{min}^{-1}$).

Pour la suite de l'étude, j'ai choisi de me concentrer sur la fonction NR, qui est le fil conducteur de cette thèse. Les fonctions AR et PR ont été analysées à titre exploratoire.

Pour rappel, le domaine de validité correspond au cours d'eau ayant un débit inférieur à $1 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ et des pentes inférieures à 5 %. 3 bases de données d'entrée différentes sont disponibles pour calculer la fonction NR aux stations de Lézat et Montégut : (1) la base de données STREAMES, (2) la base de données de l'Agence de l'eau (AEAG), et (3) les données simulées par SWAT. L'ensemble de ces bases de données comprend les variables d'entrée nécessaires aux équations paramétriques. La table 11 synthétise les résultats obtenus (NR_{Eq_1} , NR_{Eq_2} , et NR_{Eq_3}) à partir des équations pour chacune des bases de données (respectivement les bases de données de STREAMES, de l'AEAG, et celles obtenues par SWAT). La fonction NR varie entre $-5,1$ et $0 \text{ mgN.m}^2.\text{min}^{-1}$ avec une moyenne de $-0,46 \text{ mgN.m}^2.\text{min}^{-1}$. De plus, les corrélations linéaires entre les sorties des équations paramétriques sont bonnes avec une moyenne des R^2 égale à 0,84 (Table 11).

Table 11: Récapitulatif des sorties des équations paramétriques (Table 10) obtenues aux stations de Lézat et Montégut à partir de la base de données de STREAMES (NR_{Eq_1}), de l'Agence de l'eau (NR_{Eq_2}) et des sorties du modèle SWAT (NR_{Eq_3}) et les coefficients linéaires (R^2) calculés entre ces différentes bases de données. Min : minimum, max : maximum, median : médiane, SD : écart-type, mean : moyenne.

	NR_{Eq_1}	NR_{Eq_2}	NR_{Eq_3}
Input Sources	STREAMES	AEAG	SWAT
max	0.00	0.00	0.00
min	-4.80	-5.10	-4.45
median	-0.10	-0.09	-0.11
SD	1.36	1.46	1.27
mean	-0.47	-0.49	-0.43
R^2			
	NR_{Eq_1}	NR_{Eq_2}	NR_{Eq_3}
NR_{Eq_1}	1	*	*
NR_{Eq_2}	0.82	1	*
NR_{Eq_3}	0.85	0.84	1

5. Comparaison entre les fonctions écologiques NR modélisées par l'approche paramétrique et par le modèle SWAT

Au sein du bassin versant Garonne, la simulation SWAT à l'échelle journalière permet de fournir l'ensemble des variables descriptives permettant de calculer la fonction écologique NR à partir de l'approche paramétrique. Après avoir sélectionné les simulations faisant partie du domaine de validité, l'approche paramétrique a été comparée avec les simulations des fonctions NR de SWAT. 81% des tronçons au cours de la simulation journalière effectuée entre 2000 à 2010 rentrent dans le domaine de validité permettant l'application du modèle paramétrique. L'approche paramétrique a été testée en ne considérant aucun groupe et en subdivisant par groupe de pente. Le coefficient de R^2 entre la fonction NR simulée par SWAT et celle simulée par les équations paramétriques est égale à 0,59 avec l'équation commune (Table 10 - eq 9) tandis que le R^2 est de 0,73 lorsque les trois groupes sont considérés (Table 10 – eq 10, 11 et 12). Le calcul du PBIAS entre les NR simulées par les deux approches moyennées sur chacun des tronçons permet d'obtenir la Figure 47. Si l'on considère uniquement les tronçons appartenant au domaine de validité, 7% des tronçons ont un biais supérieur à $\pm 100\%$ entre les deux approches tandis que 62% de ces tronçons ont un biais faible (entre $\pm 25\%$).

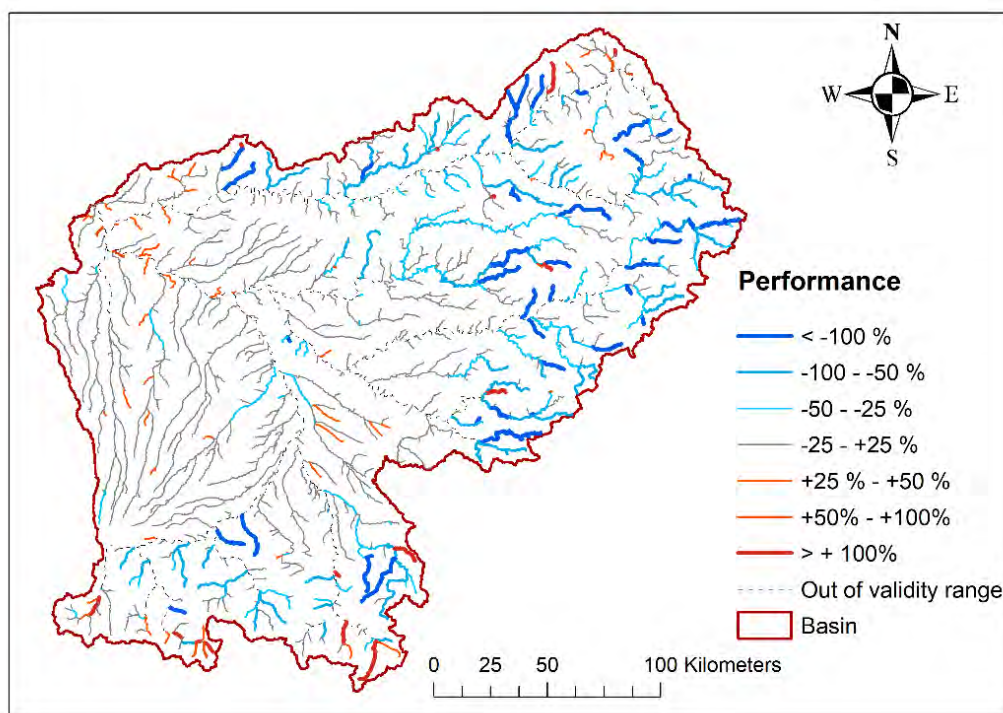


Figure 47: Performance de PBIAS entre l'approche paramétrique ($NREq_3$), obtenue à partir des équations paramétriques (Table 10) et l'approche mécanistique (NR_{SWAT}), obtenue à partir des sorties du modèle semi-empirique à base physique SWAT.

4. Discussions

1. Limites du modèle paramétrique

Le taux d'élimination en nitrates peut s'exprimer en fonction de la morphologie des cours d'eau et des concentrations en nitrates et en phosphates. Cette démarche essaie de simplifier un processus complexe (Payraudeau, 2004). Cette méthodologie repose sur l'hypothèse forte que l'élimination des nutriments des grands cours d'eau est faible par rapport à celle des petits hydrosystèmes (Mulholland et al., 2009; Simeoni-Sauvage, 1999). De même, les bassins échantillonnés dans la base de données STREAMES avaient des caractéristiques similaires réduisant davantage le domaine d'application, et les équations créées sont valables uniquement pour de faibles débits. Le domaine de validité restreint l'application de ces équations.

Dans des conditions de faible débit, le processus d'élimination est plus facile à mettre en évidence par la mesure directe. Les variables ont été déterminées de telle sorte que les équations puissent être appliquées en tout point du bassin versant respectant le domaine de validité. Le modèle paramétrique déterminé dans cette étude semble être une bonne approche afin de déterminer simplement les fonctions d'élimination en nutriments. Cependant, afin d'intégrer l'ensemble d'un bassin versant et de représenter l'ensemble des cycles de nutriments pour la compréhension du mécanisme des fonctions d'éliminations, il est recommandé de continuer d'utiliser des modèles à base physique. La validation du modèle nécessite un approfondissement notamment dans la multiplication des points de mesure de la fonction d'élimination. En effet par manque de données, la validation des équations paramétriques sur les fonctions AR et PR n'a été effectuée uniquement que sur les fonctions de Lézat et Montégut tandis que la validation croisée de la fonction NR a pu être validée à partir des simulations de la fonction NR par le modèle SWAT. La nécessité de faire des mesures de ces fonctions afin de développer cette approche paramétrique semble cruciale pour la continuité de ces études.

2. Liens avec les variables environnementales

Les fonctions d'élimination en nutriments dépendent des concentrations en nutriment (PO_4 , NO_3 , NH_4), ainsi que des caractéristiques hydromorphologiques telles que la pente, le débit, la profondeur et le nombre de Froude. Ces variables sont auto-corrélées entre elles par définition. En effet, le nombre de Froude dépend de la vitesse d'écoulement qui est lié au débit. Cependant, l'ACP (Figure 44) a montré que ces variables ne sont pas redondantes entre elles car elles n'ont pas la même réponse. En effet, il semblerait que d'autres variables environnementales que nous n'avons pas réussi à déterminer complexifient la réponse du système.

En considérant l'ensemble des équations de la table 10, on remarque qu'à l'exception de l'équation 10, l'expression de la fonction dépend de la variable concentration en nutriments. La concentration en nutriments fournit une indication quant à la disponibilité de l'élément dans le milieu. Les variables associées sont positives, il y a une relation positive entre la présence des nutriments dans

le milieu et sa fonction écologique d'élimination. Par ailleurs, les variables hydromorphologiques les plus présentes dans les relations sont le débit, pour les équations sans groupes, et la profondeur, pour les équations distinguant les groupes. Le débit est un proxy du temps de résidence d'une masse d'eau dans le tronçon. À l'opposé, la profondeur d'eau va être reliée aux capacités oxiques et anoxiques d'un milieu et au volume d'eau présent au sein du tronçon ainsi que la capacité des éléments à être échangés ou retenus par la zone hyporhéique.

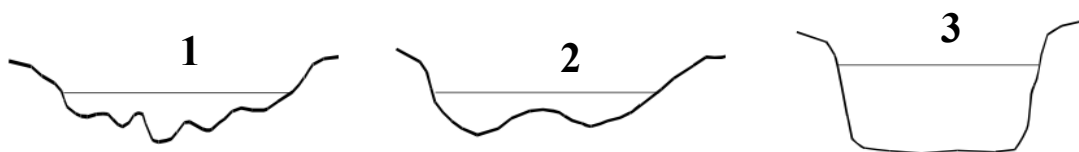


Figure 48: Typographies des différents groupes de cours d'eau.

Comme démontré dans la section A de ce chapitre, les fonctions NR et NP varient en fonction des conditions environnementales. En effet, ces fonctions dépendent des intrants en nutriments, corrélés à la concentration en nutriments, et de la taille des rivières ainsi que de la surface mouillée disponible (Sauvage et al., 2018; Yao et al., 2017a). Notre étude confirme l'importance des conditions hydromorphologiques du milieu sur l'élimination en nutriments, hypothèse émise dans d'autres études comme celle de Bonvallet Garay et al. (2001) sur l'élimination en phosphore. Cette élimination est retenue par les sédiments de la zone hyporhéique en particulier durant les périodes d'étiages avec des fluctuations hydrauliques importantes. Le degré de la pente va avoir une influence indirecte sur certaines variables telles que le nombre de Froude ou le débit (Bathurst et al., 1985). Cette étude permet de distinguer trois profils transversaux distincts de rivières (Figure 48). Le premier profil (groupe 1) est caractérisé par des cours d'eau en amont du bassin avec une pente moyenne à forte et une hauteur d'eau faible. Le deuxième profil (groupe 2), cours d'eau de milieux de bassin, est défini par des pentes moyennes, des hauteurs d'eau moyenne et un fond de rivière hétérogène. Finalement, le dernier profil (groupe 3) situé en aval du bassin, est caractérisé par de faibles pentes, des cours d'eau profonds et un fond de rivière homogène.

Le taux d'élimination en nitrates est de $1,3 \text{ kgN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ pour les cours d'eau appartenant au groupe 1 (amont) et de $8,7 \text{ kgN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ pour le groupe 3 (aval), ce qui correspond respectivement à des pourcentages de flux de nitrates retenus, respectivement, de 8,1% et de 18,1%. Ceci est lié à la profondeur du cours d'eau et au périmètre mouillé qui sont plus grands en aval, mais aussi au temps de résidence qui est plus long à l'aval. Les processus ont alors plus le temps de s'exprimer. Il est donc primordial de relier les mécanismes physiques et biochimiques du cycle de l'azote afin de comprendre l'élimination en NO_3 (Alexander et al., 2000 ; Bernherdt et al., 2005 ; Gruber and Galloway, 2008 ; Hall et al., 2009).

L'idée générale du continuum fluvial (Vannote et al., 1980) est que les réseaux fluviaux présentent une succession de conditions physiques (abiotiques) autour desquelles s'organisent des communautés d'espèces (biotiques) de la tête de bassin à l'embouchure. Structures, fonctions et populations du continuum fluvial s'organisent autour de l'énergie cinétique du courant et de l'énergie biochimique des nutriments dans une logique d'optimisation. Ceci démontre l'importance du nombre de Froude et de la pente dans l'estimation des fonctions d'élimination en nutriments. En effet, les équations paramétriques, déterminées dans cette étude, intègrent à la fois l'aspect physique et l'aspect biogéochimique du milieu ainsi qu'indirectement la biodiversité, car celle-ci est elle-même influencée par les aspects physiques et chimiques du milieu. Par exemple en régime torrentiel (nombre de Froude > 1 , têtes de bassins, groupe 1), les temps de résidence dans la colonne d'eau sont très courts, les vitesses très importantes ; ces zones sont des zones d'érosion et de production de matière organique. En effet, les eaux y sont fraîches et oxygénées et les espèces dominantes sont des broyeurs. En progressant vers l'aval (groupe 2), la largeur du cours d'eau augmente, la pente et la vitesse du courant diminuent ; c'est une zone de transfert où la sédimentation est prépondérante, la végétation aquatique se développe et, par conséquent, les espèces dominantes sont des brouteurs. Ces zones de transfert favorisent les processus et la fonction NR devraient y être importante. En aval du bassin (groupe 3), la turbidité est forte et la vitesse du cours est très faible. Ces milieux sont des zones de stockage formant la plaine alluviale. Le développement des végétaux aquatiques est important pouvant aller jusqu'à l'eutrophisation si les nutriments sont en quantité trop importante. La présence des végétaux aquatiques favorise les processus biogéochimiques dont les fonctions NR et NP. Le continuum fluvial présente différentes typographies des cours d'eau et peut être schématisées en trois groupes. Ces groupes ont des caractéristiques hydromorphologiques différentes, mais la faune, la flore et les processus biologiques et physiques sont également très différents. Ces grandes différences peuvent expliquer l'amélioration des performances des équations paramétriques en distinguant trois groupes en fonction de la pente (Table 10). La pente est une variable qui varie fortement entre l'amont et l'aval, l'amont étant caractérisé par des pentes fortes et l'aval par des pentes faibles.

3. Exploration de l'intégration d'un indicateur biologique IBG-MPCE dans l'équation paramétrique

Lorsqu'un milieu est soumis à une perturbation anthropique, l'élimination en nitrates peut varier différemment de façon importante, voire irréversible (Chapin Iii et al., 2000; Liu et al., 2017). Comme le montre la thèse de Yao (2016), le niveau de biodiversité peut être corrélé aux fonctions d'élimination en nutriments. Il serait intéressant d'intégrer des indices de biodiversité dans le modèle paramétrique afin d'explorer la mise en relation de cet indice et des fonctions écologiques d'élimination des nitrates. Des indicateurs fonctionnels, comme l'indice de Shannon - permettant de mesurer la diversité spécifique - seraient des indicateurs intéressants à explorer. Il paraît cependant impossible de récolter ces indices pour l'ensemble des cours d'eau du bassin. Il faudrait donc choisir des indices opérationnels déjà

existants, comme par exemple l'Indice Biologique Global (IBG) avec le protocole Macroinvertébrés Petit Cours d'Eau (MPCE, Cartalade et al., 2017) qui échantillonne les macroinvertébrés, permettant ainsi de suivre la qualité de l'eau. Cet indicateur, IBG-MPCE, est mesuré deux à trois fois par an dans l'ensemble des masses d'eau définies par l'Agence de l'Eau depuis les années 2000.

Des travaux approfondissant ce sujet ont été menés en collaboration avec le département de physique appliqué de l'université de Bilbao dans le cadre du projet AGUAMOD (SOE1/P5/F0026, dossier C15-SM01-18). Ces travaux, effectués en collaboration avec le Dr Lorea Flores et Dr Josera Ramon Diez, reprennent la méthodologie de cette étude en y intégrant l'indicateur IBG-MPCE relevé par les Agences de l'Eau. L'objectif était de déterminer la fonction écologique NR à partir de variables descriptives hydromorphologiques, chimiques et biologiques sur le bassin versant de la Garonne. Les premiers résultats étaient prometteurs en complément, des résultats de notre étude (Figure 49). L'équation de la figure 49 s'exprime comme suit :

$$\log(NR) = a + b * \log(Slope) + c * \log(Froude) + d * \log(Altitude) + e * \log(NO3) + f * \log(PO4) + g * IBG - MPCE \quad (Eq. 45)$$

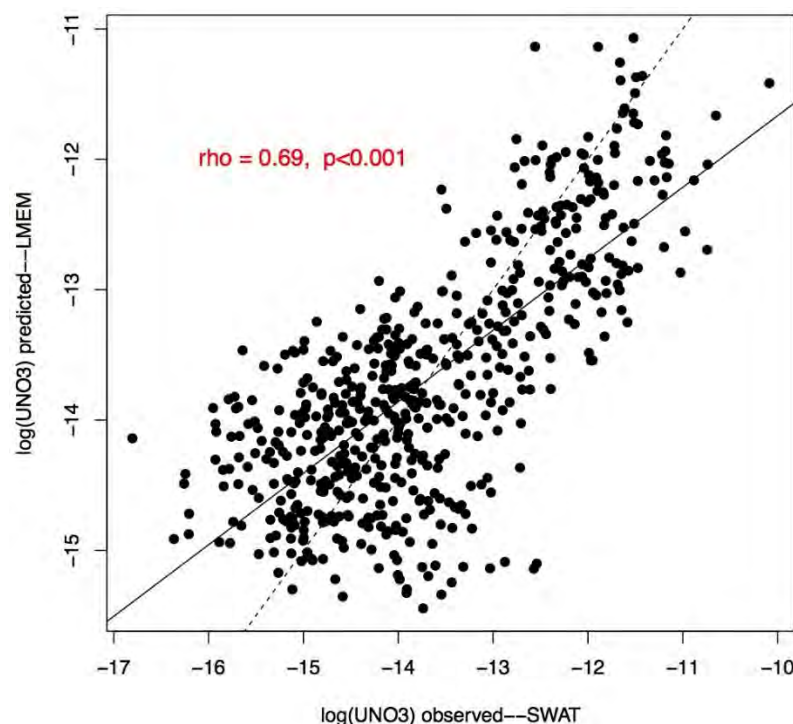


Figure 49: Relation entre les fonctions NR simulées par SWAT et simulées par les équations paramétriques dans le bassin Garonne

La valeur IBG-MPCE est un indicateur basé sur la structure de la communauté d'invertébrés. Cet indicateur est probablement lié aux fonctions de l'écosystème. L'indicateur IBG-MPCE est sensible aux altérations, et on peut donc s'attendre à ce que la valeur NR diffère selon les sites ayant des valeurs IBG-MPCE différentes. Par ailleurs, la réponse de la fonction NR peut potentiellement changer en fonction de l'état écologique du tronçon. Une étude statistique sur la valeur de IBG-MPCE a été menée

Section B

par la méthode de régression « pas à pas ». Les observations ont été divisées en 4 groupes en fonction de la valeur de l'indicateur IBG-MPCE. IBG-MPCE indique un état de conservation très bon (IBG-MPCE >18), bon (16-18), moyen (14-16) et mauvais (<14). Les mêmes prédicteurs ont été inclus dans les équations pour chacun des 4 groupes : le nombre de Froude, l'altitude et la concentration de phosphate et de nitrate. Le groupe présentant les plus mauvais IBG-MPCE inclut la variable supplémentaire de la pente dans son expression de la fonction NR (Table 12). L'altitude et la concentration de nitrates sont les variables expliquant le plus les équations de groupes « Faible » et « Moyen » tandis que seul le nombre de Froude semble expliquer l'équation du groupe « Très bon ».

Table 12: Résultat des régressions multiples par stepwise et pourcentage de variance expliquée par chaque variable pour chacun des groupes discriminés par l'indicateur IBG-MPCE.

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)	PctExp
Faible							
log(Froude)	2.56	2.56	1	161.69	4.78	0.03	2.67
log(Slope)	2.59	2.59	1	162.42	4.82	0.029	2.69
log(Altitude)	44.1	44.1	1	161.62	82.24	<0.001	45.9
log(NO3)	39.53	39.53	1	162.18	73.71	<0.001	41.15
log(PO4)	7.29	7.29	1	156.66	13.6	<0.001	7.59
Moyen							
log(Froude)	7.95	7.95	1	111.04	12.25	0.001	11.23
log(Altitude)	34.5	34.5	1	112.55	53.19	<0.001	48.73
log(NO3)	21.97	21.97	1	110.72	33.88	<0.001	31.04
log(PO4)	6.38	6.38	1	110.62	9.83	0.002	9.01
Bon							
log(Froude)	15.98	15.98	1	158.44	24.41	<0.001	33.9
log(Altitude)	13.57	13.57	1	159	20.73	<0.001	28.79
log(NO3)	12.88	12.88	1	158.39	19.66	<0.001	27.31
log(PO4)	4.72	4.72	1	159.61	7.2	0.008	10.01
Très bon							
log(Froude)	10.33	10.33	1	161.28	26.93	<0.001	82.72
log(NO3)	2.16	2.16	1	161.79	5.62	0.019	17.28

La modélisation de la fonction NR semble prometteuse, mais l'étude n'a pas réussi à conclure pour les sites présentant une fonction NR faible, localisée en haute altitude, avec des pentes prononcées et des valeurs IBG-MPCE élevées. Pour ces sites, les variables environnementales déterminées ne semblent pas expliquer la fonction NR. Il est alors possible que d'autres facteurs tels que la granulométrie ou l'indice de turbulence aient un impact sur cette fonction NR. L'étude conclut qu'il est nécessaire de continuer la recherche dans ce sens en y intégrant davantage d'observation de la fonction NR dans les zones qui n'ont pas pu être exploitées, e.g. les zones ayant une fonction NR faible comme c'est le cas dans les sites de hautes altitudes, ayant de fortes pentes et une bonne qualité de l'eau (des valeurs IBG-MPCE élevées).

4. Intérêt du modèle paramétrique et ses applications

Les équations paramétriques sont applicables sur 81% des tronçons, mais ces équations ne sont pas valables tout au long de l'année étant donné qu'elles sont applicables uniquement lorsque le débit est inférieur à $1\text{m}^3.\text{s}^{-1}$. 62% des tronçons du bassin présentent un faible biais entre les simulations des taux d'élimination des deux modèles (Figure 47). Les valeurs de PBIAS sont les plus faibles dans les zones intermédiaires et en aval de bassin. L'activité anthropique serait alors potentiellement intégrée à travers la prise en compte de concentrations en nutriments. Les simulations des deux approches renvoient des résultats cohérents ayant le même ordre de grandeur de la fonction NR. L'approche paramétrique, moins lourde à mettre en place, est facile à reproduire par un public large et non spécialisé en modélisation. De plus, les variables d'entrée nécessaires sont en accès libre sur les sites du gouvernement. Sa facilité d'application permet à un non-spécialiste de prendre en main un tel modèle. Ce type d'outil est à l'heure actuelle recherché par les gestionnaires pour l'aide à la décision notamment dans une stratégie d'échantillonnage permettant une simplification dans la mise en place de projets de gestion ou de restauration des masses d'eau (Billen et al., 2011).

Au vu de ces premiers résultats, les modèles paramétriques développés dans cette étude pourraient être utilisés à des fins de validation d'autres modèles ainsi que pour diriger les zones d'échantillonnage futures. Il semble intéressant de multiplier les zones d'échantillonnage en amont de bassin afin d'améliorer la modélisation de ces équations. Parallèlement, il serait également intéressant de développer des sites d'échantillonnage en milieu de bassin où la fonction NR semble la plus forte.

Les modèles paramétriques ont pu être validés sur la majorité des tronçons (Figure 47) de la Garonne dans leur domaine de validité. Les tronçons présentant les performances les plus faibles sont situés en amont du bassin. De plus, les fonctions NR simulées par les deux modèles (paramétriques et SWAT) divergent majoritairement en amont du bassin versant dans les régions montagneuses (Figure 47). Dans les Pyrénées et le Massif Central, la fonction NR est sous-estimée par le modèle paramétrique. Ces résultats concordent avec les résultats menés par Dr Lorea Flores (non publiés) (Table 12).

5. Conclusion

Les fonctions écologiques d'élimination de l'ammonium, du phosphate et des nitrates sont difficilement quantifiables. Cependant, cette étude a permis de développer des modèles paramétriques exprimant ces fonctions écologiques d'élimination à partir de variables environnementales du cours d'eau. Ces variables sont le débit, la pente, la profondeur, le nombre de Froude et les concentrations en nutriments. Les simulations de ces fonctions d'élimination sont acceptables, mais ces simulations sont améliorées lorsqu'on subdivise les cours d'eau en fonction de leur pente. Trois groupes correspondant à trois typologies de cours d'eau se distinguent (les cours d'eau situés en amont du bassin, les cours d'eau intermédiaires de milieux de bassin, et les grands cours d'eau situés en aval du bassin). Ces équations ont pu être validées le long du bassin Garonne dans leur domaine de validité qui reste encore

restreint. Les résultats des modèles paramétriques sont similaires aux mesures in situ et aux résultats du modèle SWAT dans le domaine de validité. L'approche est alors intéressante de par sa simplicité et sa facilité d'application. Les variables environnementales utilisées dans ces modèles sont des indicateurs du bon état hydrologique, chimique et biologique des cours d'eau. Les modèles demandent à être validés sur davantage de données de terrain. Cette étude encourage les futures recherches dans ce sens. Par ailleurs, l'approfondissement de ces modèles décrivant des fonctions écologiques de régulation pourrait intéresser les gestionnaires qui cherchent des outils d'aide à la quantification des services de régulation ou dans leur gestion de choix d'échantillonnage.

Récapitulatif du chapitre 3**Hypothèses de départ pour ce chapitre :**

- L'élimination en nitrates (NR) et la production en nitrates (NP) sont influencées par des facteurs anthropiques et environnementaux amplifiés par l'impact du changement climatique.
- NP et NR ont des relations qui dépendent du contexte pédoclimatiques et du niveau d'anthropisation.

Objectifs du chapitre**Partie A**

- Quantifier les variations spatio-temporelles des fonctions écologiques de régulation des nitrates au sein des cours d'eau à l'échelle des masses d'eau du bassin versant de la Garonne ;
- Analyser la variation spatio-temporelle des fonctions NP et NR ;
- Identifier des facteurs de contrôle de ces variations ;

Partie B

- Prédire les processus NR à partir de variables explicatives simples d'obtention. La prédiction du processus d'élimination, à partir des facteurs de contrôle identifiés.

Partie A - Résultats***Production en Nitrates (NP) dans les réseaux hydrographiques***

- À l'échelle de la Garonne, on observe une variation saisonnière de la NP au niveau des masses d'eau, avec en moyenne une production de $+1,62 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (gramme d'azote par mètre carré et par jour) sur la période 2000-2010.
- Les lieux propices à la fonction NP sont situés en aval des grands cours d'eau.
- NP est la plus forte en aval des villes, provoquées par les rejets urbains.

Élimination en Nitrates (NR) dans les réseaux hydrographiques

- À l'échelle de la Garonne, on observe une variation saisonnière de la NR avec en moyenne une élimination de $-1,77 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ sur la période 2000-2010.
- NR est la plus forte au printemps et en été (avec une moyenne de $-0,1 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$).
- La fonction NR est plus forte dans les petits cours d'eau des plaines et les cours d'eau intermédiaires caractérisés par un ordre de Strahler variant entre 3 et 5 ainsi qu'une pente inférieure à 0,5%.
- NR dans le cours d'eau est la plus élevée dans les coteaux en présence de forêts et de zones humides, mais aussi dans les zones agricoles.

Relation entre la fonction de bilan et les variables faciles à obtenir

- La dynamique spatio-temporelle du bilan net en nitrates dépend d'une combinaison de facteurs d'influence (pente, débit, condition hydraulique exprimée par le nombre de Froude qui caractérise le régime du cours d'eau et la concentration en nitrates dans les eaux de surface sur la masse d'eau concernée).

Partie B - Résultats***Construction et validation des modèles paramétriques***

- Les éliminations de l'ammonium (AR), du phosphate (PR) et des nitrates (NR) sont corrélées au débit, à la pente, à la profondeur, au nombre de Froude et aux concentrations en nutriments d'après une Analyse en Composante Principale (ACP).
- Des modèles paramétriques peuvent simuler AR, PR et NR à partir des facteurs d'influence déterminés. Les performances du modèle sont acceptables si on regarde les indicateurs de performance. La performance des modèles est améliorée si les cours d'eau sont groupés en fonction de leur pente.
- Trois groupes correspondant à trois typologies de cours d'eau se distinguent en fonction des pentes et des débits.
- Ces équations sont applicables dans leur domaine de validité respectif et sont dépendants du degré de la pente (inférieur à 5%) et des débits du cours d'eau devant être inférieurs à $1 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$.
- Les équations paramétriques ont pu être validées à l'échelle de la Garonne dans leur domaine de validité sur 17 stations physico-chimiques.
- Les résultats des modèles paramétriques sont similaires aux résultats du modèle SWAT pour 62% des cours d'eau du bassin versant.

Intérêt des modèles paramétriques

- L'approche proposée paramétrique est simple et facile d'application et est validée par des mesures in situ et la modélisation à l'échelle des masses d'eau.
- Une étude en collaboration avec l'Université de Cadix a permis de montrer que le modèle paramétrique peut être amélioré en y intégrant un indicateur écologique : l'Indice Biologique Global (IBG).
- Cette étude encourage les futures recherches dans ce sens en intégrant davantage de mesures de terrains, mais aussi en proposant un indicateur intégratif du bon état écologique.

Conclusion générale du chapitre 3

Ce chapitre a permis la quantification des fonctions écologiques de régulation des nitrates (NEF) au sein de cours d'eau à l'échelle des masses d'eau de la Garonne à partir de la modélisation hydro-agro-environnemental SWAT sur la période 2000-2010 à l'échelle de temps mensuel. On observe une variation saisonnière de la production (NP) et de l'élimination (NR) des nitrates au sein des cours d'eau avec en moyenne une production de $+1,62 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ et une élimination de $-1,77 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Il y a bien une variation spatiale des NEF aquatiques, avec une production de nitrates supérieure en aval des grands cours d'eau et des villes, et une élimination stimulée dans les petits cours d'eau des plaines et les cours d'eau intermédiaires - caractérisés par un ordre de Strahler variant entre 3 et 5 et une pente inférieure à 0,5%. Une variation temporelle a également été démontrée avec une élimination en nitrates plus forte au printemps et en été (avec une moyenne de $-0,1 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). Ce chapitre propose également des équations paramétriques pour quantifier la fonction d'élimination en nitrates à partir de facteurs de contrôles environnementaux et sans l'utilisation d'un modèle complexe. Les résultats de comparaison du modèle paramétrique basé sur sept variables (le débit, la profondeur du cours d'eau, la pente le nombre de Froude, et les concentrations en nitrates, phosphates et ammonium) et des sorties du modèle SWAT montrent de bonne corrélation ($R^2=0,73$) et de faibles biais ($\pm 25\%$) pour 62% des tronçons. Nous avons aussi exploré l'intégration d'une nouvelle variable liée à la biodiversité et les résultats sont encourageants. Finalement, l'élimination en nitrates est plus élevée dans les coteaux en présence de forêts et de zones humides, mais aussi dans les zones agricoles. La variation spatio-temporelle des NEF aquatiques au sein d'un bassin versant est donc influencée par les paysages. Ces derniers contribuent eux-mêmes au service de la régulation des nitrates dans l'eau à travers des processus prenant place dans les sols et empêchant ainsi un lessivage des nitrates vers le milieu aquatique. Ce chapitre 3 s'est focalisé sur l'organisation spatiale de gestion la plus fine - celles des masses d'eau - montrant que la quantification des NEF à cette échelle est possible. Cette méthodologie est-elle toujours valide si l'on se place à l'échelle des prises de décisions – celles des systèmes d'exploitation- ? C'est sur cette question que se focalisera le chapitre suivant.

Chapitre 4 : Calibration du modèle et quantification des fonctions écologiques de régulation des nitrates dans les cours d'eau du Sud-Ouest Européen : à la recherche de facteurs d'influences

Introduction au chapitre 4

Ce quatrième chapitre propose de quantifier les fonctions écologiques liées à la régulation des nitrates à large échelle en prenant comme site d'étude le domaine du Sud-Ouest européen (SUDOE) qui englobe le Sud-Ouest de la France, toute l'Espagne et tout le Portugal. Le domaine choisi est celui SUDOE étant donné que (1) ce territoire possède une grande diversité pédoclimatique (2) la gestion de la ressource en eau y est un enjeu majeur dans un contexte de changement climatique. Cette étude est pleinement intégrée au projet européen interreg SUDOE AGUAMOD (2016-2019) qui se focalise sur le domaine SUDOE. Travailler à large échelle apporte son lot de difficultés et d'incertitudes. Les questions qui seront abordées dans ce chapitre sont les suivantes. Est-il seulement possible de quantifier par modélisation les fonctions écologiques à une si grande échelle ? Si oui, est-ce que la réponse du modèle renvoie les mêmes informations que la modélisation de ces fonctions écologiques à une échelle de discrétisation spatiale plus fine comme nous avons pu le voir dans le chapitre 3 (Garonne) ? Ce chapitre tente de répondre à ces questions en deux sections en se focalisant sur l'évaluation des bilans nets en nitrates (NNB) dans les cours d'eau. La première section se focalise sur la construction du modèle agro-hydrologique à l'échelle du SUDOE et discute la difficulté de mettre en place un tel modèle en lien avec à une approche à un niveau d'organisation spatiale différente et donc une discrétisation différente. La seconde section évalue les NNB des cours d'eau et ses facteurs d'influence. L'incertitude des résultats obtenus a été évaluée par comparaison avec des valeurs de mesures effectuées sur le terrain ainsi qu'avec d'autres obtenues par modélisation à l'échelle du bassin versant de la Garonne (Chapitre 3).

Les résultats de ce chapitre ont été valorisés dans une conférence internationale, sur la plateforme interactive du projet Aguamod (<http://www.aguamod-sudoe.eu/handbook/>), ainsi que dans deux articles scientifiques (1 accepté, 1 à soumettre). La première partie de chapitre a été valorisée dans l'article publié le 26 décembre 2019 dans le journal Water 2020, 12(1), 115; <https://doi.org/10.3390/w12010115>, tandis que la seconde partie de ce chapitre a été valorisée dans l'article en finalisation et prévue pour soumission en 2020 au journal Science of The Total Environment.

A. Index d'Altération Hydrologique, un indicateur de la calibration complexe en termes de qualité et de quantité d'eau dans un contexte de changements globaux.

Avant-propos de la section A

Le modèle agro-hydrologique à l'échelle du Sud-Ouest européen va permettre d'évaluer les NNB des cours d'eau sur un vaste territoire en répliquant la méthodologie entrepris dans le chapitre 3. Cependant, à cette échelle la discrétisation spatiale est moins fine. Au fil de la construction du modèle, nous nous sommes confrontés à une multitude de difficultés. Déterminer la résolution optimale du projet pour modéliser de façon la plus large, mais également la plus précise le territoire, déterminer la méthodologie et le degré de précision nécessaire pour intégrer les pressions anthropiques, déterminer la pertinence et la validité des bilans hydrologiques, des cycles sédimentaires et de nutriments des différents bassins hydrographiques, ont fait partis des difficultés rencontrées au cours de cette calibration. L'ensemble des chercheurs du projet interreg SUDOE AGUAMOD - utilisant les sorties du modèle, développé dans ce chapitre, et utilisé pour analyser la gestion de la ressource en eau - ont pointé du doigts les forces et les faiblesses du modèle tout au long du processus de calibration, ce qui m'a permis de reprendre la calibration et d'améliorer le modèle. En effet, ces chercheurs sont experts dans leurs domaines et connaissent parfaitement la dynamique hydrologique et économique de leurs régions. Les hydrologues sont intervenus sur la représentation des cycles de l'eau et des nitrates et sur la représentation des barrages. Les économistes ont eu un regard sur les itinéraires techniques en particulier sur la fertilisation et sur les rendements agricoles obtenus sur l'ensemble du territoire SUDOE.

On peut dire que cette calibration nous a donné du fil à retordre ! Il nous est alors apparu essentiel de présenter les tenants et les aboutissants de ce modèle à l'échelle du SUDOE. La calibration et la validation du modèle SWAT a une si grande échelle n'a jamais été effectué auparavant et nous avons voulu nous y arrêter un moment avant de repartir sur la quantification des NNB. D'ailleurs notre démarche de calibration a permis de mettre en valeur l'Indicateur d'Altération Hydrologique (IAH) comme outil d'aide à la calibration.

Article

Hydrological Alteration Index as an indicator of the calibration complexity of water quantity and quality modeling in the context of global change

Roxelane Cakir ^{1*}, Mélanie Raimonet ¹, Sabine Sauvage ^{1*}, Javier Paredes-Arquiola ², Youen Grusson ³, Laure Roset ⁴, Maite Meaurio ⁵, Enrique Navarro ⁶, Miguel Sevilla-Callejo ⁶, Juan Luis Lechuga-Crespo ⁵, Juan Jesús Gomiz Pascual ⁷, Jose María Bodoque ⁸, José Miguel Sánchez-Pérez¹

¹ Laboratoire Ecologie Fonctionnelle Et Environnement, Université de Toulouse, CNRS, INPT, UPS, Toulouse, France ; cakir.roxelane@gmail.com (R.C.) ; melanie.raimonet@gmail.com (M.R.) ; sabine.sauvage@univ-tlse3.fr (S.S.) ;

² UPV, Universitat Politècnica de Valencia; jparedea@hma.upv.es

³ Swedish University of Agricultural Sciences (SLU,) Department of Soil and Environment, Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences, 750 07 UPPSALA – SWEDEN ; youen.grusson@wanadoo.fr

⁴ INSA, Université de Toulouse, 135 avenue de Rangueil, Toulouse, France ; rosetlaure@gmail.com

⁵ Hydro-environmental Processes Research Group, Faculty of Chemistry, Applied Chemistry Department University of the Basque Country UPV/EHU, 20018 Donostia-San Sebastian, Basque Country, Spain ; maite.meaurio@ehu.eus (M.M.) ; juanluis.lechuga@ehu.eus (JL.LC)

⁶ Pyrenean Institute of Ecology, Spanish National Research Council, Av. Montañana 1005, Zaragoza 50059, Spain ; enrique.navarro@ipe.csic.es (E.N.); msevilla@ipe.csic.es (M.SV.)

⁷ University of Cádiz, Faculty of Marine and Environmental Sciences, Applied Physics Department, Campus Puerto Real S/N, 11510, Puerto Real, Cádiz, Spain; juanjesus.gomiz@uca.es

⁸ Department of Geological and Mining Engineering, University of Castilla La Mancha, Toledo, Spain; josemaria.bodoque@uclm.es

* Correspondence: cakir.roxelane@gmail.com & sabine.sauvage@univ-tlse3.fr; Tel.: +33-613523804 (R.C.) ; +33-643983625 (S.S.)

Water **2020**, *12*(1), 115; <https://doi.org/10.3390/w12010115>

Received: 15 October 2019 / Revised: 25 December 2019 / Accepted: 26 December 2019 / Published: 30 December 2019

Résumé: La modélisation permet de mieux comprendre l'impact de l'Homme et du changement climatique sur la ressource en eau dans les bassins versants agricoles. Dans tous travaux de modélisation, la calibration du modèle par la validation des résultats est essentielle. L'étude présentée ici cherche à mettre au point une méthodologie de calibration la plus performante possible. L'indice d'altération hydrologique (IAH) est un indicateur du niveau d'altération hydrologique d'un cours d'eau résultant de son degré d'anthropisation. Il est calculé à partir des débits observés. Le modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool) permet de quantifier les débits et caractériser la qualité de l'eau. IAH et SWAT ont été ici appliqués sur la période 1990-2010 à l'échelle du Sud-Ouest européen, région présentant une agriculture intensive et des pénuries en eau récurrentes en particulier durant la saison estivale. Deux méthodologies de calibration du modèle SWAT ont été comparées : une calibration conventionnelle (CC) reposant sur la validation de la quantité et de la qualité de l'eau par des mesures relevées à des stations sur le terrain ; et une calibration additionnelle (AC), ajoutant à la validation la vérification de la bonne prise en compte des pratiques culturales (fertilisation, rendements associés). Les résultats montrent que les tendances en termes de quantité et de qualité de l'eau entre les deux calibrations sont similaires alors que le bilan hydrique, le volume d'eau irrigué et les rendements de cultures sont différents. Un scénario de diminution des températures appliqué dans le modèle montre notamment qu'il y a une diminution du volume d'eau total du bassin pour les deux calibrations. Cependant, les rendements de cultures évoluent de façon opposée (+33 % pour la CC et -31 % pour la CA). La performance hydrologique entre CC et AC est corrélée à l'IAH : lorsque le niveau de l'IAH est inférieur à 80% la méthodologie AC s'avère nécessaire. Combiner les deux calibrations en fonction de la disponibilité des données semble nécessaire pour mieux contraindre le modèle et pouvoir *in fine* observer l'impact du changement climatique ou des influences anthropiques sur la ressource en eau.

Abstract: Modeling is a useful way to understand human and climate change impacts on the water resources of agricultural watersheds. Calibration and validation methodologies are crucial in forecasting assessments. This study explores the best calibration methodology depending on the level of hydrological alteration due to human-derived stressors. The Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model is used to evaluate hydrology between 1990 and 2010 in South-West Europe in a context of intensive agriculture and water scarcity. The Index of Hydrological Alteration (IHA) is calculated using discharge observation data. A comparison of two SWAT calibration methodologies are done; a Conventional Calibration (CC) based on recorded in-stream water quality and quantity and an Additional Calibration (AC) adding crop managements practices. Even if the water quality and quantity trends are similar between CC and AC, water balance, irrigation and crop yields are different. In the context of rainfall decrease, water yield decreases in both CC and AC, while crop productions present opposite trends (+33% in CC and -31% in AC). Hydrological performance between CC and AC is correlated to IHA: when the level of IHA is under 80%, AC methodology is necessary. The combination of both calibrations appears essential to better constrain the model and to forecast the impact of climate change or anthropogenic influences on water resources.

Keywords: SWAT, calibration, large-scale, water resource, quality, global change

1. Introduction

In the last few decades, the increase of the world population, the living standard improvement, the increase of consumption patterns and the expansion of irrigated agriculture have driven a rising global demand for water (Eliasson, 2015; Mekonnen and Hoekstra, 2016; Vörösmarty et al., 2010). In Europe, the summer water scarcity impacts ecosystems and affects human management over the entire South-Western Europe (EEA Report, 2018b); <http://www.aguamod-sudoe.eu/en/>). Climate change and anthropogenic activities increase the risk of water quantity and quality deterioration (Raimonet et al., 2018a; Roudier et al., 2016). The European Union is currently supporting research programs helping regional and local governments to establish and implement policies addressing such environmental issues (i.e. <http://www.aguamod-sudoe.eu/en/>).

Models have become key tools to support decision-making (Friesen et al., 2018; Fu et al., 2019). Modeling is indeed a useful approach to sustainably manage water resources and assess the needs of different users over a given territory (EEA Report, 2018b). Output generated by agro-hydrological models offer many insights for both stakeholders and the scientific community, concerning water resources management, assessment of nitrate load and contamination sources, determination of ecological function's behavior or forecast of the potential impacts of global and local change, including environmental policies (Abbaspour et al., 2015). Deploying a model with an homogeneous resolution at the European level could provide an integrated approach of the territory and answer the European Union's need about the harmonization of transboundary tools and methodologies focused on water resources and global changes. To conduct such cross-boundary water analysis in a context of global changes, the model deployed needs to (i) incorporate climate, (ii) conceptualize different types of water resources such as “blue” (surface and aquifers) and “green” (evapotranspiration and soil moisture) waters (Falkenmark et al., 2004; Grusson et al., 2018), (iii) have a detailed representation of limiting nutrients and sediment dynamics and (iv) integrate anthropogenic stressors such as agricultural, industrial and urban inputs. Investing modeling methodology at large scale is also important in order to understand water and nutrient cycles, as well as watershed behavior. The modeling methodology can be applied to any model as soon as the model fulfills large scale criteria and could allow the researchers to work on model uncertainties in order to improve the model conceptualization (Biancamaria et al., 2019; Moriasi et al., 2015).

Fu et al. (2019) and Moriasi et al. (2015) assessed a large number of existing hydrological and water quality models and their calibration/validation procedures. According to their results, water quality models can be divided into two types regarding modeling based on purpose (Fu et al., 2019): (1) scientific exploration (understanding the sources/fate of biogeochemical cycles and contaminants) and (2) decision support (e.g. assessing the impacts of climate and management changes). The scales of these models can vary from field-scale (APSIM model (Holzworth et al., 2014)) to large scale (INCA

model [15]) and the time step can vary from minutes, days (Arnold et al., 1998; Ruelland et al., 2007), months, years (Sparrow et al., 1997; Valigura et al., 2001) to even statics (Holzworth et al., 2014).

Over the past 15 years, the most commonly used hydrological model has been the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) based on the Scopus environmental field database containing 3282 scientific papers using SWAT (Fu et al., 2019). SWAT (Arnold et al., 1998) is an open-source model with a large number of possible applications as seen in various studies (Fu et al., 2019; Oeurng et al., 2011; Volk et al., 2016b). SWAT can be applied from local to continental scale (Abbaspour et al., 2015; Gassman et al., 2014). SWAT incorporates different modules issuing from modified stand-alone models such as QUAL2E and EPIC modules - developed by Brown and Barnwell (1987) and Sharpley and Williams (1990) respectively - to simulate water quality and crop production. Moreover, management practices application is a strength of SWAT through the multiple options of inputs such as fertilizer, tillage practice, irrigation and management practices. Finally, the SWAT model is also able to integrate urban and point sources inputs.

Developed by the United States Department of Agriculture (USDA), SWAT has been used around the world to simulate water quality and quantity (Fu et al., 2019; Gassman et al., 2014), for large scale on finer resolution such as the U.S. territory with the “Hydrologic Unit Model for the United States” (Arnold et al., 1999; Kinerson et al., 2009) or the whole Europe (Abbaspour et al., 2015). Abbaspour et al. (2015) demonstrate the feasibility of applying SWAT at the continental scale in Europe with a subbasin resolution and at monthly time steps. At continental scale, the main restrictions are the lack of harmonized observed data and the lack of modelers' knowledge on the functioning of all the watersheds to calibrate the model (Abbaspour et al., 2015). Calibration of hydrological model is based on the water balance within the watersheds. The water balance is the difference between inputs (precipitation) and outputs (discharge and evapotranspiration) at the outlet of the watershed. However, even if the water balance is correctly simulated, it does not mean that the water in the different compartments (soil, shallow and deep aquifers and the fluxes between these compartments) are corrected (Grusson et al., 2018). During the last decade, attempts have been made to calibrate the hydrological model on additional hydrological parameters than discharge in order to analyze the water distribution between the different compartments and fluxes inside the watershed (Grusson et al., 2018). The complexity of such calibration increases with the level of human activity. Human activities affect water resources (Lévêque, 2019; Zalasiewicz et al., 2018) such as water used for irrigation, hydroelectric dam operations or artificial pond feeding... A model does not initially integrate this level of complexity but the calibration can help to incorporate the human influence into the model. Hence, a dataset and tools to calibrate the model are therefore important if the model is to accurately represent water stocks and fluxes in the different compartments of the hydrological cycle. Such calibration approach has been shown to be necessary in order to enhance the management of water resources especially in the context of global change (Grizzetti et al., 2017; Volk, 2015; Volk et al., 2016a). This study provides suggestions on the

model set up choice and the calibration and validation procedures according to the level of the Index of Hydrological Alteration (IHA) (Richter et al., 1996) over a large-scale-transborder-European region. To achieve this goal, South West Europe was chosen as the study area due to the combination of climatic conditions and human stressors leading to recurrent water scarcity episodes (EEA Report, 2018a).

The SWAT model was set up to build a calibrated and validated hydrological and water quality model over South West Europe at subbasin level and monthly time steps. Water quality simulation is evaluated through sediment load, reflecting particulate pollutants and nitrate loads, depicting dissolved pollutants (Oeurng et al., 2011). The objective of this study is to evaluate the need to frame the calibration not only on the water balance knowledge but also in the water and agricultural management practices (irrigation, agricultural inputs). For example, irrigation over South West Europe is important, representing 58% of the water use in Spain and up to 90% in regions with intense agricultural practices such as Extremadura in South West Spain (Eurostat, the Statistical Office of the European Union, 2019). Several studies pointed out the issue of water scarcity in South-Western Europe (EEA Report, 2018a; Mekonnen and Hoekstra, 2016; Romero et al., 2013). It is thus essential to have a good representation of the volume of irrigation in the model, as irrigation volume will constrain water balance, especially in climate change and cultural practices impact studies. In the present study, we suggest an additional validation method of water balance through the comparisons of spatialized water irrigated or/and crop yield with national datasets. This additional validation might be useful for studies with limited documentation and a lack of financial support. One possible approach would be exploring the potential correlation between the calibration/validation procedure and the IHA (Richter et al., 1996). The IHA characterizes the impact of river regulation from anthropogenic activity such as dams and irrigations on the flow regime compared to the natural regime. IHA is a well-known hydrological indicator used in environmental studies (Gao et al., 2009; Richter et al., 2003, 1998) to scale the anthropogenic disturbance level of a watershed. No study has yet attempted to link the level of complexity of a calibration procedure with the IHA.

Therefore, the partial objectives of this work are: (i) to calibrate and validate a multi-countries scale multi-watershed models based on different open-source data available at national and European scale, (ii) to provide a calibration guideline regarding the degree of human activities in the multi-watersheds and (iii) to determine the strength and weaknesses of this guideline.

2. Materials and Methods

1. Study area

The study area, called SUDOE, covers 773 191 km² in South-Western Europe (Figure 50a). SUDOE is a transnational territory delimited by the European Union in order to develop scientific and institutional collaborations and to built integrative approaches regarding environmental issues. SUDOE

gathers South West of France, Andorra and the Iberian Peninsula (Spain, Portugal and Gibraltar). More than 60 million inhabitants live in the SUDOE territory, including a few of the biggest European cities (Figure 50a). This territory is the main agricultural region of the European Union with about half of its surface dedicated to this activity according to Corine Land Cover 2012 (CLC) map (Büttner and Kosztra, 2014) (Figure 50b). The rest of the territory is occupied by 46% forests and semi-natural areas, 3 % artificial surfaces and 1% wetlands and water bodies. A substantial part of the agricultural surface is irrigated; for instance, about 13.5 % are permanently irrigated in Spain and Portugal (Eurostat, the Statistical Office of the European Union, 2019). The irrigation volume is important in SUDOE territory where water stress is more acute (EEA Report, 2018a; Mekonnen and Hoekstra, 2016).

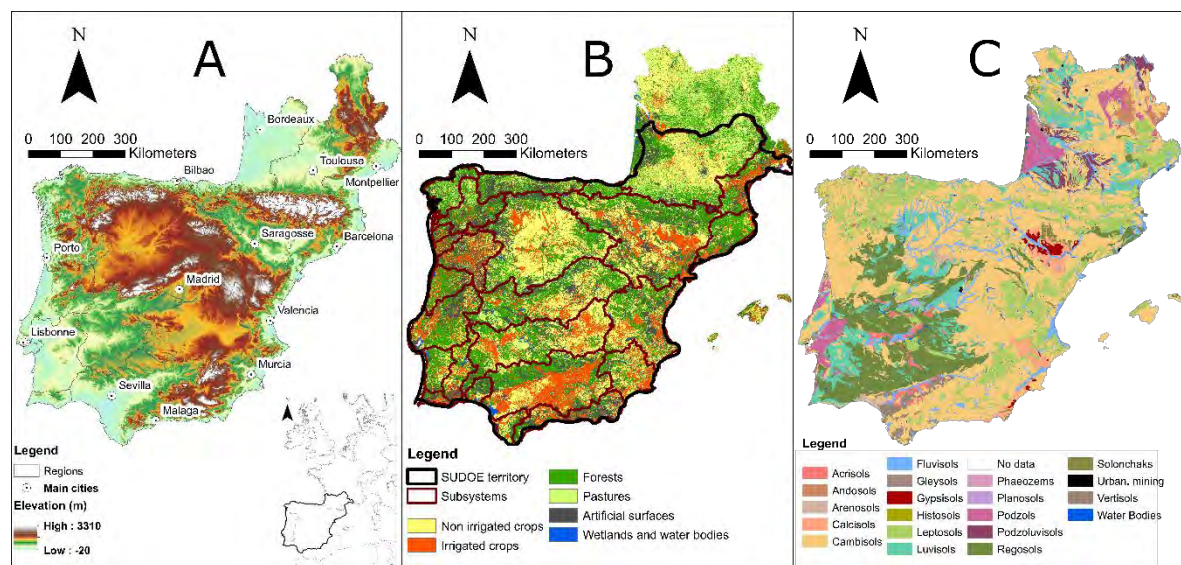


Figure 50: SUDOE study area characteristics (A) Topography, main cities and regions ; (B) Land use and subsystems ; (C) Pedology.

The SUDOE two main climates are (i) Mediterranean over most parts of the Iberian Peninsula and the Mediterranean coast of France and (ii) temperate oceanic from the northern coast of Spain to the west coast and inland part of the South West of France (Rivas-Martínez, S. et al., 2004). The average annual precipitation measured between 1993 and 2012 over the area is 785.7 mm ("AQUASTAT," 2007). SUDOE territory incorporates major and minor streams directly flowing to the sea/ocean that corresponds to $78.75 \text{ km}^3 \cdot \text{y}^{-1}$ of freshwater water resources over the period 1993-2012 ("AQUASTAT," 2007) with an average nitrate concentration of $1.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (EEA Report, 2018b) over the period 1992-2012. Hydrological systems are managed differently by stakeholders in each subsystem depending on the administrative entity (Figure 50b).

Urban sewage has major impacts within the SUDOE surface water resources where the reduction of streamflow during summer is the main issue for health security (EEA Report, 2018b). Low streamflows increase pollutant concentrations in rivers by decreasing the dilution effect, affecting aquatic ecosystems and threatening the availability of good quality water.

2. Global Methodology

In order to conceptualize the water and nutrient balance of the entire SUDOE territory, the model has been divided into three zones characterized by a specific pedoclimatic condition: the North, the East and the West zone (pedologic information in Figure 50c and the division of the pedoclimatic regions in Figure 51). The North zone is characterized by an oceanic climate and the presence of the Pyrenean mountains; the East zone is described by a Mediterranean climate and, the West zone has been identified in the West part of the territory with an oceanic climate.

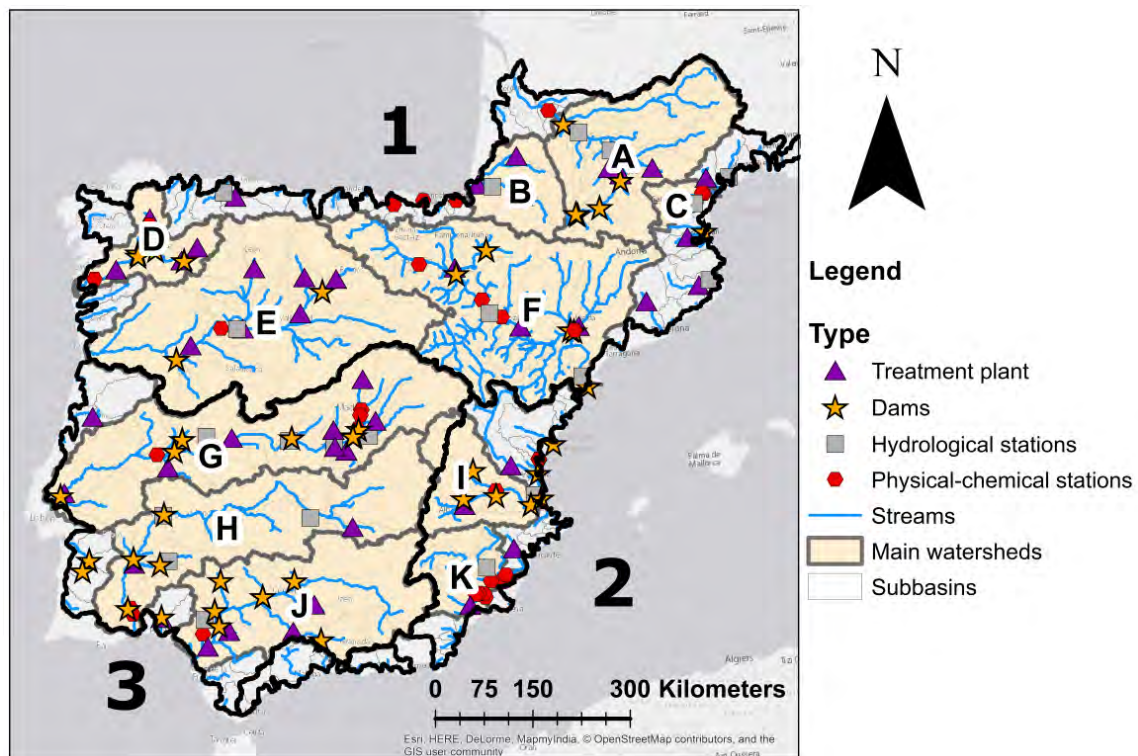


Figure 51: SUDOE models (1: North project, 2: East projet, 3: West Project; A- Garonne, B- Adour, C- Aude, D- Minho, E- Duero, F- Ebro, G- Tajo, H- Guadalquivir, I- Jucar, J: Guadiana, K: Segura).

The model set up and calibration/validation procedures were identical for each project. The model was set up, calibrated and validated on monthly time steps thanks to the collaborations of French, Portuguese and Spanish stakeholders working in public (Water agencies, non-profit organizations) and private institutions (hydroelectric and dam management companies). These experts shared their data and gave their advice and suggestions on the integration of dams, crop management practices, irrigation volume and crop yield in the modeling calibration framework. The model's set up incorporates dams management, urban sewages and crop management.

Two methodologies for calibration of the model has been done: (i) a Conventional Calibration (CC), based on recorded in-stream water quality and quantity integrating auto-fertilization and auto-irrigation, i.e. the model estimates the amount of fertilizer and irrigation demanded by plants, which is the most common calibration strategy for water resource modeling and (ii) an Additional Calibration

(AC), based on the same data, but including additional outputs coming from other models' outputs or from national statistics (e.g. irrigation and crop yield, Figure 52). The comparison of these two calibrations allows this study to determine the strengths and weaknesses of the CC and AC methodologies on the representation of water resources. The last step of this study is to define an index that indicates the choice of the calibration/validation procedure.

Modeling SUDOE territory

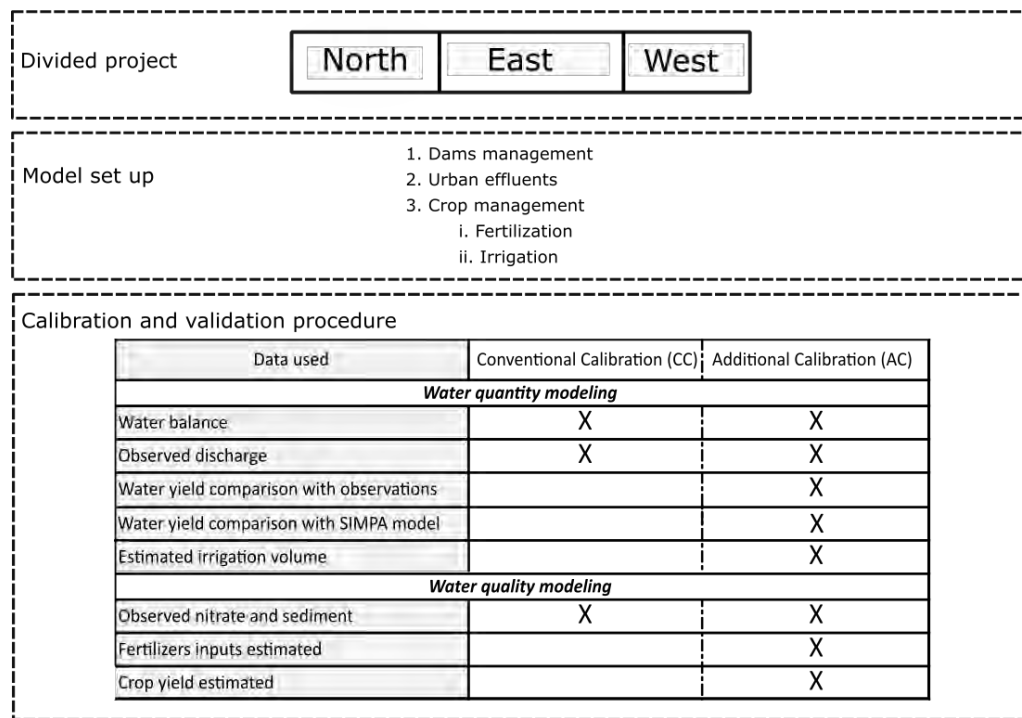


Figure 52: Global approach of this study to model SUDOE territory.

3. Modeling approach: the SWAT model

In the SWAT model, the simulated watersheds are first divided into subbasins based on river network and topography. The implementation procedure allows us to identify Hydrological Response Units (HRUs) in each subbasin based on a unique combination of soil, land cover and slope information. HRUs are used to compute water balance articulated around four compartments (soil, snow, shallow and deep aquifer) linked by hydrological processes such as infiltration, runoff, evapotranspiration, lateral flow and percolation. HRUs water balance is then summed at the subbasin scale and routed to the watershed outlet. Impact on hydrology, sediment and nitrate dynamics of urban sewage, agricultural management and dams are taken into consideration at subbasin scale.

The surface runoff volume is computed from a modified version of the Soil Conservation Service (SCS) curve number procedure (USDA Soil Conservation Service, 1972). Muskingum routing method was selected to calibrate streamflow in the channel (Cunge, 1969). The Hargreaves method (George H. Hargreaves and Zohrab A. Samani, 1985) was chosen to estimate the potential evapotranspiration, as the Hargreaves method only requires air temperature and precipitation.

Hargreaves's formula has been shown to satisfactorily simulate the potential evapotranspiration when applied outside of humid climatic zones (Hargreaves George H. and Allen Richard G., 2003).

In the SWAT model, sediment transport is simulated both in-land and channel compartments. Over lands, erosion and sediment yield is estimated using the Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE) (Williams, 1975) for each HRU. This equation considers hydrology and land characteristics (more details of the USLE equation factors can be found in Neitsch et al. (2011)).

Inland and instream nitrogen cycles are also modeled. Soil and atmospheric waters, as well as soil characteristics, drive the nitrogen cycle within each HRU. Nitrogen can be added to the system by fertilizer applications, dry deposition and rainfall. Instream nitrate processes are based on the QUAL2E model integrated into the SWAT model (Linfield C. Brown and Barnwell, 1987; Gassman et al., 2007). More details of the SWAT nitrate module can be found in Brown and Barnwell (1987) and Neitsch et al. (2011).

The plant growth component of SWAT is based on the radiation use efficiency approach with empirical parameters. Plant growth can be inhibited by temperature, water, nitrogen and phosphorus stress. Plant development is based on daily accumulated heat unit values (Battude et al., 2017; Gilmore and Rogers, 1958). The heat unit states the stage of plant development. It varies from 0 to 1, 0 indicating the sowing time and 1 the optimal moment for the plant to be harvested.

Potential biomass is estimated using a method developed by Monteith et al. (1977) depending on leaf development, light interception and light-biomass ratio conversion. This potential is calculated considering ideal growing conditions with adequate water and nutrient supply and a favorable climate.

When a harvest/kill operation occurs, a portion of plant biomass is removed from the system as yield. Crop yield is calculated from biomass production, harvest efficiency and the fraction of the above-ground plant's dry biomass removed as dry yield also called harvest index. Harvest index is calculated daily according to plant stage development and HRU water deficit.

4. Input Data

A large database compilation has been gathered to study the transnational SUDOE area. Data sources, as well as their spatial and temporal resolutions, are displayed in table 13. CC and AC are using the same model set up and have the same input data. A global 1-kilometer resolution land surface Digital Elevation Model (DEM), derived from the United States Geological Survey (USGS), was used to described topography and quantify slopes. Such DEM has been selected as a compromise between the large-scale model setup and the computation resources available. Land cover was available from Corine Land Cover map 2012 (Büttner and Kosztra, 2014). Soil characteristics were defined from the Harmonized world soil map that encompasses the dataset of the European Soil Database.

Daily precipitation and temperature originate from the MESoscale ANALysis (MESAN) climate reanalyzes spanning Europe for the 1989-2010 period (Häggmark et al., 2000; Landelius et al., 2016). This dataset has been shown to be as good as the reference French meteorological dataset (Raimonet et al., 2017), SAFRAN (Quintana-Seguí et al., 2008). In Spain, the MESAN reanalysis is not based on a dense network of observations, but a comparison of streamflow outputs forced by SAFRAN (Quintana Seguí et al., 2016) and MESAN in different rivers over Spain showed similar results.

Table 13: Data sources.

Data type	Data source	Resolution	
		Spatial	Temporal
DEM	Shuttle Radar Topography Mission (Gesch et al., 2006)	~1 km	Static based in 2006
Land cover	Corine Land Cover 2012 (Büttner and Kosztra, 2014)	100 m	Static based in 2012
Soil	Harmonized world soil database (Nachtergaele et al., 2008; Wieder et al., 2014)	~1 km	Static based in 2012
Climate (Observed)	MESAN reanalyses of precipitation and temperature (SMHI) (Häggmark et al., 2000; Landelius et al., 2016)	~12 km	Daily (2000 -2010)
City effluents	UWWTP – EUDB (https://ec.europa.eu/)	Vectorial points	Annual (2010)
Crop management	France : AGRESTE (http://agreste.agriculture.gouv.fr/)	Regional	Annual (2017)
	Spain : MAPAMA (https://www.mapama.gob.es/)	Regional	Annual (2015)
	Portugal: INE (https://ine.pt)	Regional	Annual (1998)
Irrigation	France: CACG (https://www.cacg.fr/fr/)	Regional	Monthly (2016)
	Spain : AQUATOOL(https://aquatool.webs.upv.es/)	Subsystems	Monthly (2000 - 2010)
Dam management	France: EDF (REGARD-RTRA/STAE)	Vectorial points	Annual (1923 - 2017)
	Spain : MAPAMA (https://www.mapama.gob.es/)	Vectorial points	Annual (1944 - 2017)
River discharge	France: Banque Hydro (http://www.hydro.eaufrance.fr/)	Vectorial points	Daily (1921 - 2013)
	Spain : MAPAMA(https://www.mapama.gob.es/)	Vectorial points	Daily (1911 – 2017)
	Spain : SIMPA “natural” discharge simulation (http://www.cedex.es)	Vectorial point	Daily (1980 -2010)
	Portugal : SNIRH (https://snirh.apambiente.pt/)	Vectorial points	Daily (2000 – 2014)
Nitrate	France : Agence de l'eau (http://http://adour-garonne.eaufrance.fr/)	Vectorial points	Punctual (1980 – 2016)
	Spain : Confederaciones (https://http://hispagua.cedex.es/instituciones/confederaciones)	Vectorial points	Punctual (1971 – 2014)
Sediment	France : Agence de l'eau (http://http://adour-garonne.eaufrance.fr/)	Vectorial points	Punctual (1980 – 2016)
	Spain : Confederaciones (https://http://hispagua.cedex.es/instituciones/confederaciones)	Vectorial points	Punctual(1971 – 2014)

a. Dam management

The characteristics of dams (volume, year of construction, water release, management rules) were collected for Spain and France (Table 13). Only dams with a total volume superior to 5 Hm³ were considered to strongly impact the hydrology and taken into consideration. In the case of different dams in the same subbasin, a fictional dam conceptualization integrating the volume equivalent of the sum of dams has been used. A total of 44 dams were implemented (Figure 51). Management data were used to set minimum and maximum objective volumes or the target storage water volume. In some cases, the maximum and minimum target water release was reconstructed from the observed streamflow downstream of the reservoir.

b. Urban Sewage

Urban sewage localizations and characteristics (maximum capacity, annual load) were taken from the 2010 European dataset (EEA Report, 2013) including information about all European cities. Every Waste Water Treatment Plant (WWTP) with more than 50,000 equivalent inhabitants capacity has been considered. Such as for dams, the WWTPs were aggregated by subbasin. A total of 44 point sources were integrated into the model (Figure 51). The annual spilled volume is deduced from the number of equivalent-inhabitants of selected WWTPs and the annual water consumption per inhabitant per country (France: $58.04 \text{ m}^3 \cdot \text{y}^{-1}$; Portugal: $67.46 \text{ m}^3 \cdot \text{y}^{-1}$ and Spain: $47.4 \text{ m}^3 \cdot \text{y}^{-1}$; <https://www.insee.fr>, <https://ine.pt>, <https://ine.es>). In order to overcome the lack of nutrient loading from WWTPs at the European scale, a simplified version of the Zessner and Lindtner (2005) method has been used to estimate the annual nitrate loading with the available information about treatment plant. The daily averaged nitrogen loads that enter the treatment plant is assumed to be $8.8 \text{ gN person-equivalent}^{-1}$ and the average treatment efficiency for the whole South West of Europe is 40% (Zessner and Lindtner, 2005). The following equation determines the load of nitrogen released in the environment:

$$X_{load} = (1 - X_{removal}) * Load_{design} * X_{influent load} \quad (\text{Eq. 46})$$

With X_{load} , the nitrogen pollution in g ; $X_{removal}$: the fraction of efficiency between 0 and 1 ; $Load_{design}$ the inhabitant equivalent ; $X_{influent load}$: the daily average amount of nitrogen rejected per inhabitant (g/inhabitant equivalent/d).

This equation has been validated at the outlet of several French and Spanish watersheds, showing a good correlation between observed and simulated nitrogen loads ($R^2=0.87$, $p\text{-value} < 0.01$) (Figure 29).

c. Crop management

Interannual average of monthly irrigation volumes for the South of France and Spain were given by the Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA) (Campardon et al., 2012; Guy Gleyses and Thierry Rieu, 2004; Loubier et al., 2013), the Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne (CACG) and the Spanish Hydrological National Plan (*Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional.*, 2001; Ministry of Environment, Ministerio de Medio Ambiente, 2002). Crop management data were obtained from the national database of agriculture statistics from each country. The technical management and fertilizer application for each crop in each region originate from the recommendations provided by the French Chambers of Agriculture (FCA), the French and Spanish Directorate-General for Agriculture and Rural Development (DGADR) and the Spanish Confederations (SC).

Crop management were applied to HRUs according to the recommendations of FCA, DGADR and SC. The dominant crops (determine by national statistics) of each region and crop technical

management were selected and implemented in the model used for both CC and AC calibrations (Table 3, Chapter 2). For example, the dominant irrigated crop is cotton in the South East of Spain whereas in France dominant irrigated crops are corn and wheat.

The same crop management has been applied to all crops in the SUDOE territory. The beginning of plant growth and the auto-irrigation module are set to 0.15 heat units. Auto-irrigation activation terms are defined according to the type of crop and the climatic condition. The auto-irrigation can be triggered by two conditions, chosen for each subbasin regarding calibration, based on (1) plant water demand or (2) soil water content. Due to the lack of precise data, choices on the repartition of irrigated and non-irrigated crops have been made: rice, olive, vineyard, fruit trees, berry plantations, maize and almonds are considered as irrigated crops, while the rest are considered as non-irrigated. Irrigation is supplied by the nearest dams or main rivers. Fertilizers are applied automatically according to plant needs. The harvest is set at 1.2 heat units. The harvest heat unit is superior to 1 because this study considers that there is always a time lag between the optimized harvest time and the true harvest (Neitsch et al., 2011). In that case, between 1 and 1.2 heat units, the plant consumes energy without producing more. The model used to calibrate CC and AC has the same setup. For both calibrations, the irrigation was set up as “auto-irrigation”. For CC and AC calibration we enter a volume at each auto-application and a maximum volume. The exact volume to apply is determined by the model according to the parametrization (plant water demand or soil water content). However, for the AC, crop management routing, simulated irrigation volume, crop yield and biomass were calibrated and validated with national statistic datasets (Table 13) whereas, for CC, these model outputs were not calibrated. By default, SWAT yield estimates are based on average yields of US crop production. Some parameters of plant growth were adjusted to South-Western European crops based on Institute of Agriculture recommendations (Cf. Supplementary Materials Table A1).

5. Study Area Discretization

The conceptualized approach is represented in Figure 52. As explained in section 2.2 Global Methodology, three projects have been set up to be able to depict three contrasting territories: the North, the East and the West zones (Figure 51). The delineation, warm-up and calibration/validation steps were achieved following the same procedure for each project. HRUs have been defined using a total of 24 land classes (Büttner and Kosztra, 2014), 34 soil classes (Hengl et al., 2014) and 5 slopes classes (0-2, 2-5, 5-15, 15-25 and $> 25^\circ$) (Roose, 1996). 263 subbasins with 22 997 HRUs have been identified in the SUDOE territory.

6. Calibration, multiples validations and uncertainties

a. The Conventional Calibration (CC)

For the CC calibration, hydrology, sediments and nitrate loads were calibrated. A three year warm-up period from 1997 to 1999, was taken into consideration to set up the initial variables' value.

Hydrology and nitrate loads were automatically calibrated based on sensitivity analysis at 47 gauging stations including 19 hydrological stations and 28 physical-chemical stations over the period 2000 - 2005. P-value (determines the significance of the sensitivity) and t-stat (provides a measure of sensitivity) were calculated to identify the sensitive parameters (Abbaspour et al., 2018). The LH-OAT sensitivity analysis tool (van Griensven et al., 2006) was used in order to determine the sensitive parameters that are presented in table A1. The SUFI-2 algorithm of SWAT-CUP (Arnold et al., 2012; Moriasi et al., 2015; Abbaspour et al., 2018) was selected to perform the automatic multi-site calibration. The SUFI-2 algorithm is known to identify an appropriate parameter set in a limited number of iterations (Khalid et al., 2016). 1 500 runs have been done for calibration steps as recommended by Yang et al. (2008). Validation was then conducted for the same stations over the period 2006-2010. The model was run on a monthly time step.

Four standard statistical criteria suggested by Moriasi et al. (2015, 2007) and Gupta et al. (2009) were used to evaluate the goodness of hydrological simulations: coefficient of determination (R^2), Nash & Sutcliffe Efficiency (NSE), percent bias (PBIAS) and Kling-Gupta efficiency (KGE). The NSE is commonly used to evaluate hydrological models. It ranges from minus infinity to 1 (perfect fit). The correlation coefficient (R^2) measures the fit between observed and simulated values and varies from 0 to 1 (strong linear association). A perfect fit requires that the regression slope and intercept are equal to 1 and 0 respectively. The PBIAS is a metric indicating and global underestimation (positive value) or an overestimation (negative value) of the simulation compared to observations. According to Moriasi et al. (2015), NSE, R^2 and PBIAS are satisfactory for values higher than 0.5, 0.6 and $\pm 15\%$ respectively for monthly time series. KGE is a hydrological criteria suggested by Gupta et al. (2009) and modified by Kling et al. (2012), based on "r" Pearson coefficient (similar to R^2), model bias and variability. It ranges from minus infinity to 1 (strong linear association). According to Knoben et al. (2019), simulation between -0.41 and 1 could be considered as reasonable performance.

The nitrate and sediment load simulations were compared to sampled data collected once or twice a month from 2000 to 2010 (Table 13). The Load Estimator model (LOADEST) (Runkel et al., 2004) was used for each physicochemical station due to the lack of nitrate and sediment data in order to generate monthly nitrate and sediment load and extend time series, as commonly used to calibrate and validate SWAT outputs (Boithias et al., 2014b; Meaurio et al., 2015; Mittelstet et al., 2016). This software generates water quality parameters through regressions between streamflow and water quality (Runkel et al., 2004). A statistically based optimization procedure identifies the most accurate of the eleven regressions. The Spearman's rank correlation coefficient (ρ , Spearman, 1904), the non-parametric test measuring the dependence between two variables, is used to compare LOADEST simulation with observations. LOADEST simulations give sediment loads ($\rho = 0.94$ and $p\text{-value} < 0.001$) and nitrate loads ($\rho = 0.99$ and $p\text{-value} < 0.001$) close to observations (Figure 29 and Figure A1 in Supplementary Materials), even if the LOADEST model slightly underestimates the sediment load

(slope = 0.71). LOADEST provides us interpolated water quality data that were used to calibrate and validate the SWAT model on a monthly scale in addition to the observed data. The R^2 statistic is used to evaluate the agreement of the nitrate and sediment load simulation between LOADEST and SWAT models for calibration (2000 - 2005) and validation periods (2006-2010).

b. The Additional Calibration (AC)

From the CC procedure, an additional calibration (AC) we made by adding two calibrations steps: (1) the calibration of the “natural streamflow” - the streamflow that should occur without any anthropogenic stressors and (2) the calibration of the anthropogenic stressors (Fertilization application, crop yield and irrigation volume) in order to improve the evapotranspiration and the uptake of plants. The validation step is the same procedure as CC using SWAT-CUP. Data used to validate AC were the “natural streamflow”, the crop management data and the one used during CC procedure. As a reminder, hydrology, sediments and nitrate loads were calibrated (2000-2005) and validated (2006-2010).

To ensure the correct hydrological performance of the SWAT projects (Figure 51) calibrated with AC methodology, discharge outputs were compared with two different sources in annual and monthly time steps. The first comparison was done with the observed discharge data at the subsystem scale (administrative entities, Figure 50b). The second one was performed with the discharge values simulated with the “Integrated System for Rainfall-Runoff Modeling” model, commonly named SIMPA (Álvarez et al., 2005). The AC “natural” streamflow simulated by SWAT (the simulation where all human stressors were withdrawn) was calibrated by comparing it with SIMPA simulations, which simulated natural flows. SIMPA is a rainfall-runoff model, developed by the Center for Hydrographic Studies of the Spanish Ministry of Environment (CEDEX) to analyze the spatial and temporal hydrological variables and to simulate hydrological processes without anthropogenic stressors. In Spain, SIMPA model is a reference for public and private stakeholders (Taguas et al., 2015; Vicente et al., 2018). To compare our SWAT model with SIMPA, the CC and AC calibrations were run after deleting all anthropogenic stressors (agriculture, urban inputs and dam management). Inter-annual and monthly “natural” water volumes were compared with SIMPA outputs in the 7 SUDOE main watersheds (Figure 51). At each calibration step, hydrology, sediments, nitrate loads and dam and crop managements were re-verified and re-calibrated if necessary.

Dam management, fertilization application, crop yield and irrigation volume were calibrated from 2000 to 2005 and validated from 2006 to 2010. Simulated irrigation volumes were compared to the annual national values. In Spain, where data were available, a comparison of irrigated volume at the regional scale has also been conducted. Moreover, a comparison between simulated crop yields, fertilizer amount applied and national statistics was made on an annual basis. To quantify the goodness of fit between simulated and observed mean crop yield, a PBIAS value is calculated, defined by:

$$PBIAS = \frac{\sum_1^n (SWAT \text{ simulated yield} - National \text{ yield}) * 100}{\sum_1^n National \text{ yield}} \quad (\text{Eq. 47})$$

where n is the number of observations in the period under consideration.

7. Climate change and agricultural practices changes

In order to investigate the sensitivity of the model to climate change, the variability of the simulated outputs has been tested for a precipitation decrease of 20 % over the period 1980-2010 based on the global precipitation change between 1971 and 2000 and the + 2°C period of Vautard et al. study (2014). CC and AC calibrations with observed precipitation have been compared to outputs where the precipitations have been decreased between 2000 and 2010. Focus has been placed on water yield (mm), fertilization (kg. ha⁻¹), biomass (t. ha⁻¹), yield (t. ha⁻¹) and irrigation volume (Hm³.yr⁻¹) and a percentage of variation has been calculated for the outputs simulated by the reduced precipitation with respect to the normal precipitation dataset. The water yield is considered as the long-term average flow to convey the idea that only a volume of water is being referred to, as opposed to a hydrograph (Conaway et al., 2009).

8. Indicators of Hydrological Alteration

More than 170 hydrological indicators have been developed in the past years including the widely used Index of Hydrological Alteration (IHA) (Gao et al., 2009). IHA characterizes the impact of river regulation on flow regimes in environmental flow studies (Gao et al., 2009). The IHA was developed by the Nature Conservancy organization (Richter et al., 2003, 1998, 1996). The IHA calculated on a monthly scale is the sum of twelve indicators that reflects, from different statistics (magnitude index, variability index, flood and drought intensity and frequency indexes), the modification of the current human-impacted flow regime, with respect to the natural one (Richter et al., 2003, 1998, 1996). The IHA used in this study was proposed by Richter et al. (1996) and modified by Santa-Maria (2008). The IHA varies between 0 and 100 with the maximum value meaning that the river flow is not altered.

In order to provide suggestions on the model set up choice and the calibration/validation procedures according to the level of the IHA, an inter-model comparison between AC and CC has been conducted. The IHA has been compared to the deviation of the hydrological criteria KGE (ΔKGE) between the CC and AC simulations. KGE has been chosen in this analysis because KGE simultaneously encompasses the model correlation, bias and variability. The ΔKGE were calculated for the 47 gauging stations considered in this study (even if the streamflows have been calibrated on only 19 gauging stations). When the ΔKGE obtain from the comparison of the CC and AC calibrations is close to 0, AC and CC performances (the bias, dispersion and correlations compared to observations) are similar.

3. Results and Discussions

Calibration is a crucial step on modeling, considering its impacts on model outputs and result interpretations (Sun and Sun, 2015). For hydrological models, only the streamflow and the water balance is usually calibrated based on field records and previous studies (Grusson et al., 2018; Meaurio et al., 2015; Oeurng et al., 2011; Wei et al., 2019). For agronomic models, biomass production and crop yield help to calibrate the model (Jeuffroy et al., 2014). In this study, the main difficulty regarding the modeling set up and calibration methodology is related to the large scale. Collecting data (biomass production, plant growth stage, water and nitrate runoff) is relatively easy to conduct on a local scale but becomes very complicated with time and budget constraints when a transnational scale is considered. The results and implications of the calibration strategy for water quantity and quality are detailed and discussed below.

1. Water quantity evaluation

To evaluate water quantity, the comparison of streamflow recorded in gauging stations and streamflow simulations is commonly done. This section presents the streamflow evaluation of CC and AC simulations and a comparison of these simulations. Moreover, a comparison of the water yield was conducted in order to validate the hydrological models not only on the streamflow record.

a. Streamflow evaluation of Conventional Calibration (CC)

The simulated monthly streamflow from the Conventional Calibration (CC) (calibrated only on streamflows, nitrate and sediment loads) is shown in Figure 53. The sensitivity analysis for streamflow identified 15 most influential parameters for the 45 selected (cf. supplementary materials Table A2 and Table A3). The sensitive parameters ranking change between the different parts of the SUDOE territory. The water quantity modeling is influenced the most by the base flow alpha-factor and the groundwater delay. According to Moriasi et al. (2015, 2007), NSE are poor (-0.3) to good (0.71), R^2 and PBIAS are poor to good (respectively [0.58;0.95] and [-47.06 ;4.51]) and KGE are satisfactory [0.01;0.73] for calibration period according to Knoben et al. (2019). For validation period, the range of NSE, R^2 , PBIAS and KGE are respectively [-0.48;0.80], [0.39;0.95], [-41.51;3.83] and [0.1;0.79] (Table 14). The results are not satisfactory in terms of extreme values, however, the trends were adjusted appropriately. The global behavior of the multiple watersheds model is satisfactory to good, especially during low flow periods (Figure 53) considering the complexity of a multi-watershed model. NSE indicator is poor in some watersheds that are subjected to extreme values (e.g. Duero in 2010, Guadiana in 2001 and 2010) or highly anthropized (e.g. Jucar) (Figure 53). There are two major reasons for the poor NSE performances in some watershed: (1) reanalysis of MESAN as input climate datasets and (2) level of human stressors. NSE performances at Adour, Duero, Jucar and Minho could be related to high uncertainties on the MESAN reanalyzes over the Pyrenees and over the South-Western coasts of Europe such as Aquitaine, Basque Country, Tajo, Duero and Jucar regions (Landelius et al., 2016).

Section A

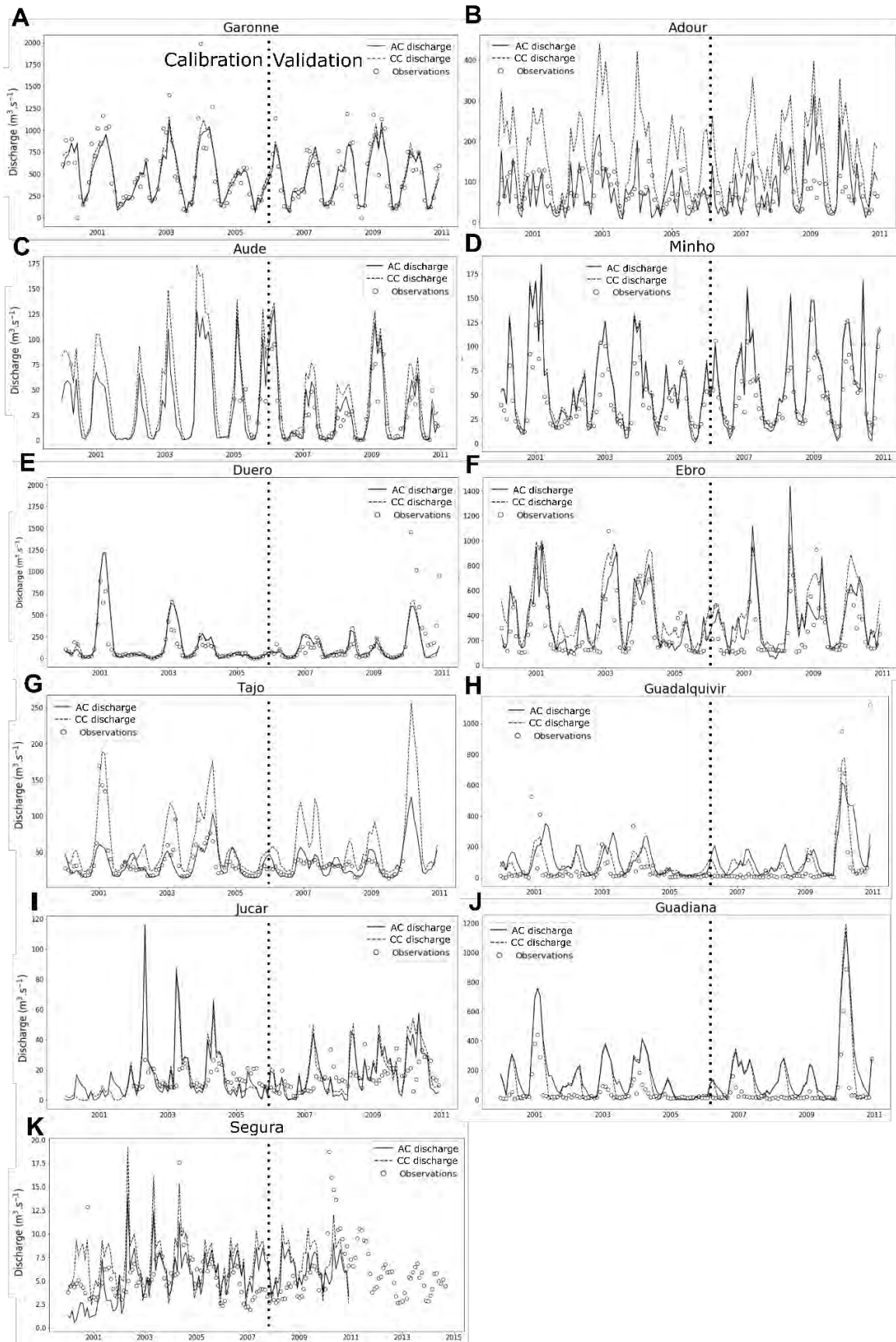


Figure 53: Streamflow time series between simulations, Conventional Calibration (CC, dotted lines) and Additional Calibration (AC, straight lines) and observations (points) at monthly scale at the main outlets for calibration (2000 – 2005) and validation (2006 – 2010) periods (cf. Figure 51 for watershed localization: A- Garonne, B- Adour, C- Aude, D- Minho, E- Duero, F- Ebro, G- Tago, H- Guadalquivir, I- Jucar, J- Guadiana, K: Segura).

In anthropized watersheds, the SWAT model has the ability to integrate human stressors (Volk et al., 2016b) even if some management practices cannot be reproduced by the model. For example, dam management in the Tajo river watershed significantly changes between the calibration and the validation period. Streamflow does not go above 40 m³/s after 2005 due to dam management, where the peak flows are erased, whereas SWAT simulations simulate these peak flows. In addition, the multiple watershed modeling set up presented in this study has required several simplifications leading to an increase in the uncertainties. For instance, the dominant crop of each region and its technical management were selected in order to simplify the model conceptualization. If we compare this study simulation with the simulation of Abbaspour et al. (Abbaspour et al., 2015), simulations are in the same range or better for our simulation. However, the South of Spain has poor simulation in Abbaspour et al. (Abbaspour et al., 2015) in Jucar and Guadalquivir outlets ($R^2 < 0.1$) as much as our study (R^2 equal to 0.58 for Jucar outlet and to 0.67 for Guadalquivir outlet for the calibration period but NSE equal to -0.3 and 0.27 for Jucar and Guadalquivir respectively).

Table 14: NSE, R^2 , PBIAS and KGE performance of SWAT models at watersheds' outlets (Figure 51 for station localization) for calibration (2000-2005) and validation period (2006-2010) on a monthly scale. Bold values indicate the best performances (CC: Conventional Calibration; AC: Additional Calibration).

Models		Conventional calibration (CC)								Additional calibration (AC)							
Sigle	Watershed	Calibration				Validation				Calibration				Validation			
		2000 - 2005				2006 - 2010				2000 - 2005				2006 - 2010			
		NSE	R ²	PBIAS	KGE	NSE	R ²	PBIAS	KGE	NSE	R ²	PBIAS	KGE	NSE	R ²	PBIAS	KGE
B	Adour	0.10	0.92	-12.73	0.28	0.08	0.91	-14.36	0.39	0.44	0.81	10.36	0.70	0.49	0.77	-28.18	0.63
C'	Agly	0.24	0.77	-18.03	0.45	-0.18	0.82	-41.51	0.31	0.51	0.79	-10.36	0.65	0.49	0.87	-15.29	0.61
C	Aude	0.39	0.94	-2.77	0.61	0.38	0.90	-5.42	0.46	0.72	0.88	2.38	0.37	0.73	0.91	-11.93	0.82
E	Duero	0.22	0.86	-4.40	0.53	0.40	0.67	3.83	0.36	0.37	0.85	-3.97	0.56	0.36	0.68	4.30	0.33
F	Ebro	0.39	0.90	-4.47	0.48	0.45	0.88	-6.20	0.32	0.54	0.87	-11.96	0.69	0.43	0.80	-4.10	0.53
A	Garonne	0.71	0.90	-0.43	0.73	0.80	0.94	-3.65	0.79	0.65	0.88	3.77	0.73	0.78	0.93	0.58	0.81
H	Guadalquivir	0.27	0.67	-26.44	0.10	0.60	0.65	-30.39	0.35	0.58	0.53	-7.18	0.28	0.28	0.61	-5.95	0.27
J	Guadiana	0.35	0.67	4.51	0.14	0.17	0.39	-4.63	0.25	0.34	0.69	5.11	0.15	0.09	0.34	6.00	0.33
I	Jucar	-0.30	0.58	-35.80	0.34	-0.48	0.63	-32.06	0.38	0.22	0.56	-29.47	0.43	-0.06	0.61	-16.36	0.33
D	Minho	0.11	0.95	-47.06	0.52	0.07	0.95	-35.28	0.62	0.55	0.94	-38.91	0.59	0.47	0.94	-28.21	0.64
G	Tajo	0.26	0.90	3.50	0.01	0.12	0.91	-11.11	0.10	0.67	0.75	12.99	0.61	0.59	0.90	3.50	0.52
I'	Turia	0.35	0.87	-25.62	0.71	0.27	0.75	-27.75	0.43	0.62	0.81	13.74	0.54	0.61	0.72	-10.63	0.41

b. Streamflow evaluation of Additional Calibration (AC)

The monthly streamflow simulated with the Additional Calibration AC (see Figure 52 for more information about the procedure) are presented in Figure 53 and corresponding statistics in table 14. The sensitivity parameters are presented in Supplementary Materials table A2 (parameters sensitivity ranking) and table A3 (sensitivity analysis). The most sensitive parameters differ depending on the SUDOE regions. However, the base flow alpha factor, the groundwater delay and the soil evaporation compensation factor are the most sensitive over the entire territory. According to Moriasi et al. (2015,

2007) and Gupta et al. (2009) standards, the statistical performance over the entire territory is satisfactory to good for calibration and validation periods with respectively, with a range of NSE of 0.52 [0.22;0.72] and 0.46 [-0.01;0.78], a R^2 of 0.78 [0.53;0.94] and 0.76 [0.034;0.94], a PBIAS of ± 12.52 [-38.91;13.74] and ± 11.25 [-28.21;6.00] and finally a KGE of 0.53 [0.15;0.73] and 0.52 [0.27;0.82].

Over the SUDOE main watersheds (Figure 51), AC simulated and observed annual irrigation volumes are rather similar (16,917 Hm³ and 17,537 Hm³, respectively). The regional comparison of the simulated volumes of irrigation from the AC calibration in each Spanish region (Figure 54) indicates also a good regional distribution of irrigated water in the model with R^2 (0.87) and PBIAS (10%).

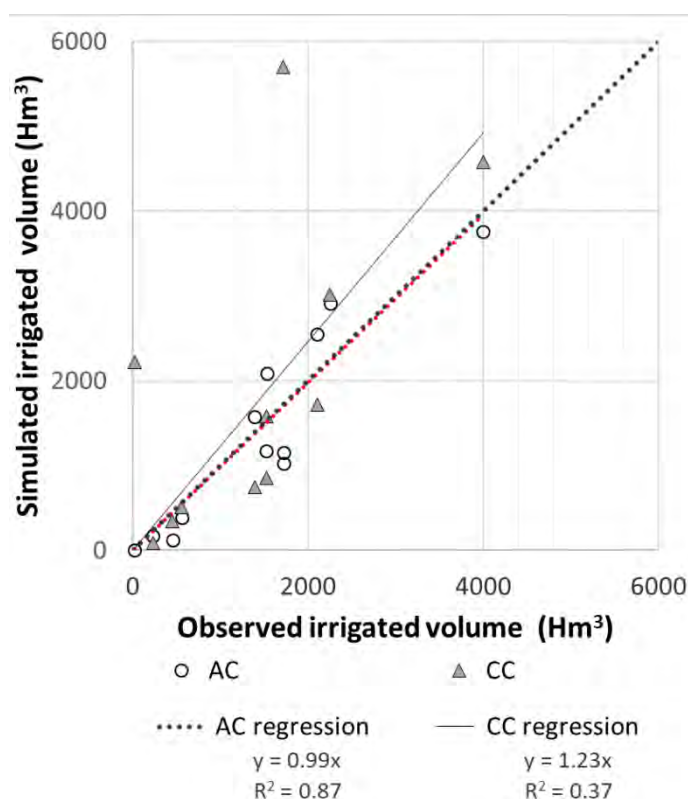


Figure 54: Simulated AC versus observed annual water volume (Hm³) used in irrigation for each Spanish region (inter-annual averages from 2000 to 2010).

The calibrated irrigation volumes were obtained by offsetting volumes per hectare, as the model overestimates the irrigated area because of the initial assumption (each type of land use was considered as totally irrigated or non-irrigated – section 2.3.3). For this reason, the absolute irrigated volume spread by fields by hectares is partially biased with less water applied and a loss of biomass production. However, in order to compensate for the lack of biomass, the plant biomass production parameters were modified (cf. Supplementary Materials Table A1).

c. Comparison of streamflow simulations between Conventional Calibration (CC) and Additional Calibration (AC)

CC and AC streamflow dynamics are similar (Figure 53) whereas the calibration procedures were different – AC procedure is enhanced by calibrating anthropogenic activities such as irrigation volume and crop yield. The parameters used to calibrate irrigation volume and crop yield for AC procedure are presented in Supplementary Materials table A1. The sensitive parameters ranking according to the significance of the sensitivity (p-value) is introduced on the Supplementary Materials in table A2 with the most sensitive parameters ranked first. CC and AC calibration are different sensitive parameters for streamflow calibration. However, similar sensitive parameters are found as the base flow alpha factor or the groundwater delay. Previous studies (Arnold et al., 1998; Grusson et al., 2018; Uribe et al., 2018) show similar sensitivity for both of these parameters indicating a direct relationship between the surface runoff and other compartments parameters.

Water balances between CC and AC calibrations are different. The difference can be important ranging from -114% to +39 % between compartments for surface runoff [-114%;28%], lateral flow [-29%;31%], water yield [-27%;39%], evapotranspiration [-51%;4%] and sediment yield [-100%;10%]. The strongest differences are presented during low flow periods with a difference of -18 % on average whereas the lowest differences occur during high flow (-9% on average). It also seems that there are fewer differences for watersheds with low anthropogenic stressors (difference of -11%) whereas the difference is more important for watersheds highly anthropized (difference of -39%). However, no data from these hydrological components (lateral flow, evapotranspiration, sediment yield) with a sufficient temporal and spatial resolution can allow the validation of one or the other calibration process regarding the distribution of water fluxes inside the water cycle. Additional validation was conducted with the comparisons of water irrigated and crop yields simulations and national datasets values.

The total irrigated volume of AC (20,400 Hm³) is close to observed values (21,100 Hm³) ($R^2 = 0.87$, p-value < 0.001) compared to the CC simulations with the observed values ($R^2 = 0.37$, p-value < 0.001) which overestimates irrigated volumes by 36% (27,800 Hm³). Irrigation volume has a substantial impact on water repartition over the watershed and, consequently, on the water balance between compartments (surface runoff [-114%;28%] and evapotranspiration [-51%;4%]). In AC calibration, irrigation volume is taken from dams and rivers whereas, in CC calibration, water use for irrigation comes from outside the watershed. In CC water is not limiting and water management is not constrained. The choices of irrigation parameterization have an impact on water balance and hydrological response with the simulated watershed. This study highlights the importance for the SWAT model users to carefully verify the specification and boundaries of crop management and irrigation routines, in order to avoid an over or underestimation of the water volume. A suggestion is to compare the simulated crop management techniques with national statistic values to evaluate the truthfulness of the simulation.

d. Water Yield validation with observations and model outputs.

A comparison of the water yield obtained from the different calibration methodologies has been conducted in order to validate the hydrological simulation on different sources of data and not just streamflow records. The water yield obtained from AC simulations and CC simulations was first compared with observed annual water volume (Figure 55a) in order to compare the performance of each calibration methodology. In a second step, the CC and AC projects once calibrated were validated by comparing water volumes under “natural” conditions with water volumes obtained with SIMPA under “natural” conditions as well (Figure 55b).

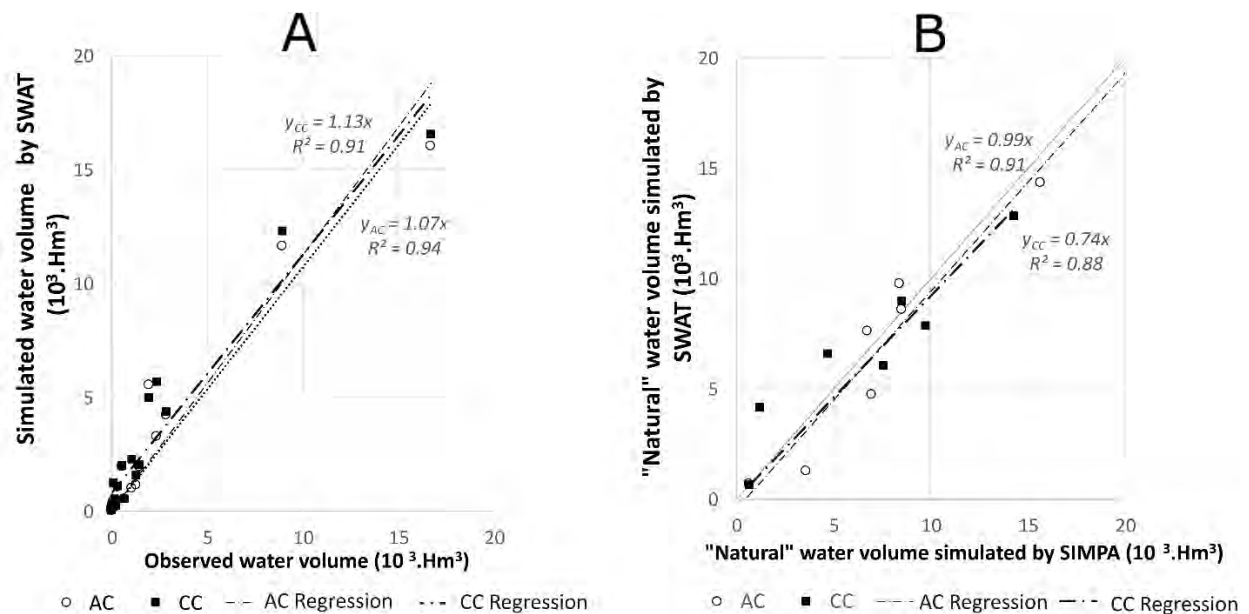


Figure 55: Simulated CC (Conventional Calibration) and AC (AdditionalCalibration) versus (A) observed annual water volume and versus (B) SIMPA simulation for the main watersheds of the SUDOE territory (inter-annual averages from 2000 to 2010).

Figure 55a shows satisfactory regressions between the annual water volumes observed and simulated with CC ($R^2 = 0.91$, slope = 1.13) and AC calibrations ($R^2 = 0.94$, slope = 1.07). The good simulation of annual water yield supports the analysis of an acceptable simulation of discharge as described above. High R^2 was found between SWAT simulated “natural” interannual water volume (the simulation where all human stressors have been removed) and SIMPA simulated water volume (0.88 and 0.91, respectively for CC and AC; Figure 55b). The regression is good for both models but the slopes are different: 0.74 for CC and 0.99 for AC. The slope difference could be explained by the difference in irrigation calibration. To achieve a good calibration, the CC calibration was set up to provide irrigation with water originating from outside the watershed inducing an increase of surface runoff that is compensated with the increase of infiltration into groundwater. For the AC regressions ($R^2 > 0.9$), linear slopes are close to 1 indicating that water volume in SWAT is not under- or overestimated. Water volumes seem correctly distributed between the main watersheds of the SUDOE territory for both “natural” and “anthropogenic” versions of the AC calibration. The double comparison of water volume (SIMPA and observation) reinforces the validation of AC simulations.

Monthly water volumes were then compared by subsystems (Figure 50b) in order to validate the spatial and temporal variations of the water volume on a smaller spatial scale. The R^2 between SIMPA and AC “natural” simulations is ranging between 0.84 and 0.98 (Figure 56), ascertaining a proper distribution of water volume within each main watershed.

Figure 57 shows the interannual monthly dynamics of “natural” water volume for the main watersheds between SIMPA, CC and AC simulations. Two groups of watersheds can be defined: one group with high similarity in term of temporal dynamics of monthly water volumes (Ebro, Duero, Guadiana, Guadalquivir, Tajo) and another group with a significant difference between SWAT and SIMPA water volumes from June to December (Jucar and Segura). These two groups might be related to the level of anthropogenic stressors on the watershed. The Jucar and Segura watersheds, the most important ones in the South East of Spain, characterized by a warm and dry climate (Estrela et al., 2012) with low flow support based on water imported from other watersheds, thus highly anthropized. The SIMPA model (the reference in this study), which modeled upstream streamflow with low stressors, seems to support water volumes almost stable throughout the year whereas SWAT simulation shows a severe decrease of water during low flow (Figure 57). Overall, most of the watersheds have the same trend between models hence decreasing the water balance uncertainties. Model comparison, with models that had attained a level of familiarity and trust by stakeholders, is efficient when dataset availability is limited and show promise to evaluate scenarios and decision-making (Robles-Morua et al., 2014; Starkl et al., 2013).

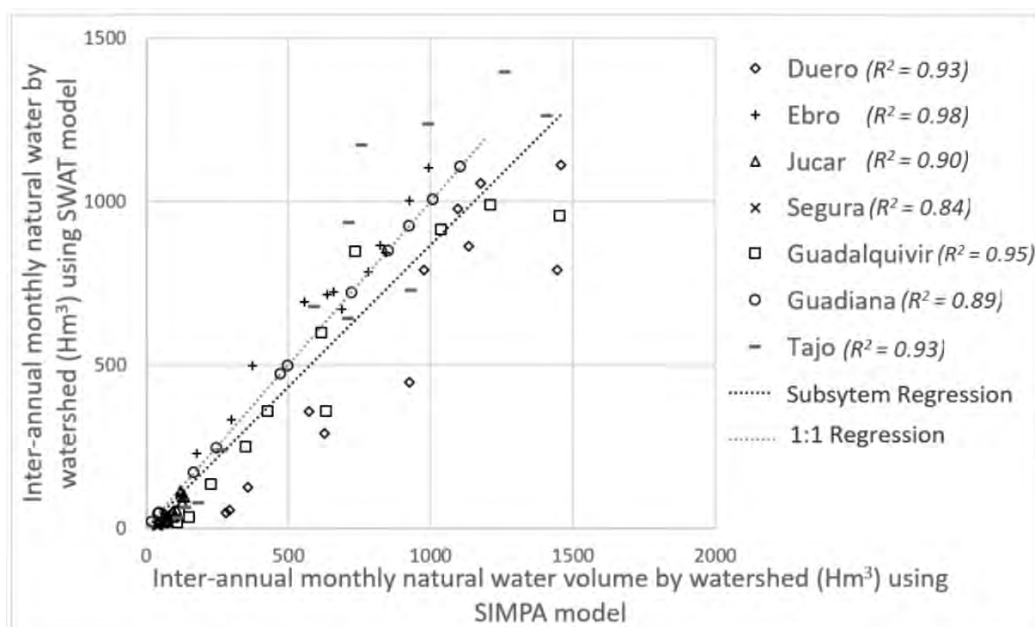


Figure 56: “Natural” water volume for subsystem simulated with SWAT (AC; Additional Calibration) versus “natural” water volume simulated with SIMPA (Figure 50b) of the main Spanish watersheds (inter-annual averages from 2000 to 2010).

Section A

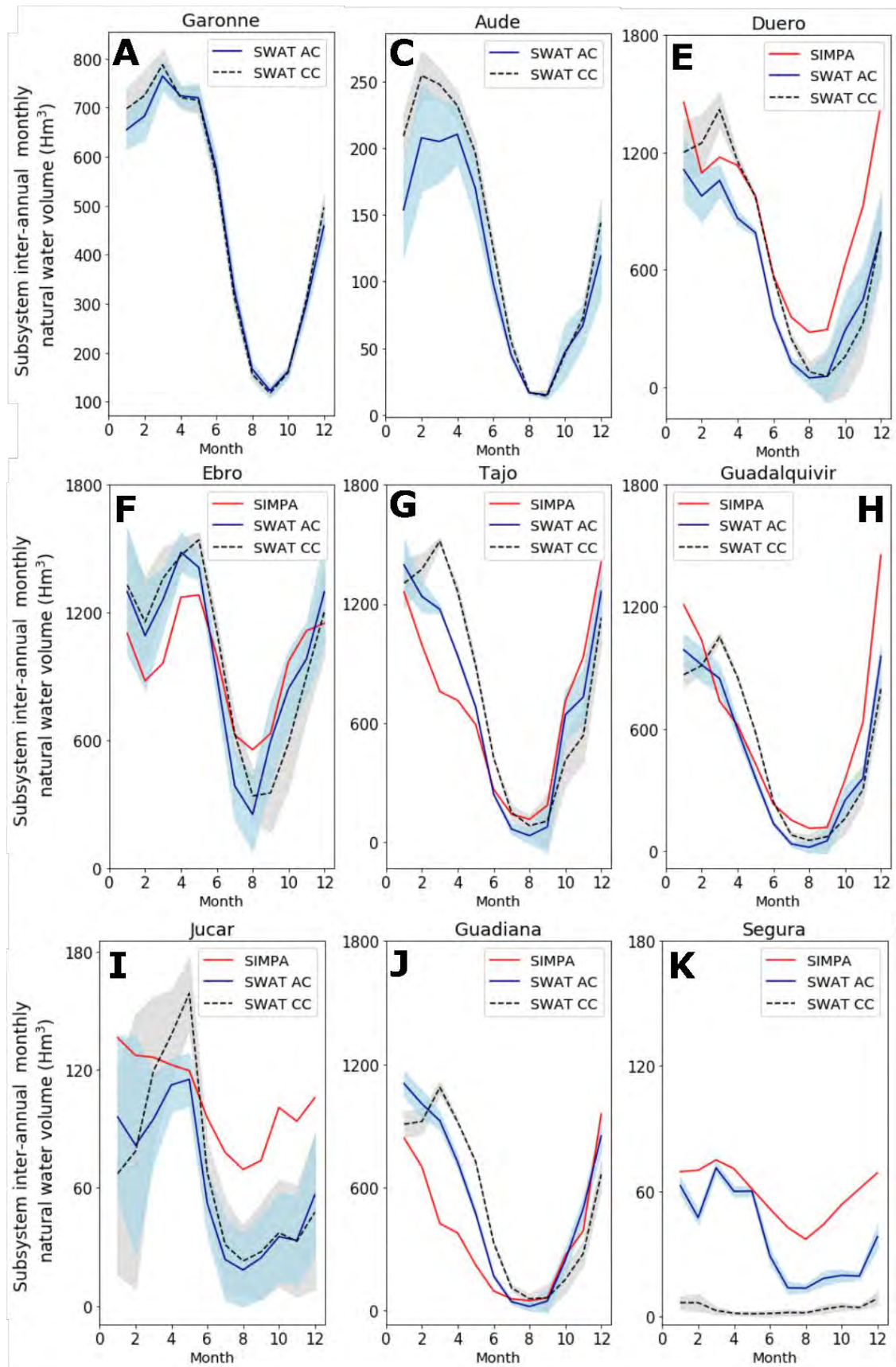


Figure 57: Inter-annual monthly dynamics of “natural” water volumes in the main SUDOE watersheds simulated with SIMPA (red line), SWAT Additional Calibration (SWAT AC, blue line) and SWAT Conventional Calibration (SWAT CC, dotted dark line). The color ribbons (blue for AC and gray for CC) show the 95% prediction uncertainty intervals resulting from the best SWAT-CUP simulation. The letters indicate the watershed localization over SUDOE territory (Figure 51) (inter-annual averages from 2000 to 2010). There is no SIMPA simulation for Garonne and Aude watersheds.

2. Water quality evaluation

To evaluate water quality, sediment and nitrate loads are commonly used as indicators of the particulate and dissolved in-stream elements, respectively. Modeled sediment and nitrate load time series are compared to observations as well as the impact of cultural practices on CC and AC simulations.

a. Sediment Loads

The monthly sediment loads from LOADEST and both SWAT versions are shown in Figure 58. The mean R^2 of monthly sediment load is 0.72 ranging from 0.17 to 0.95. Sediment load is difficult to calibrate especially during flood events with greater deviations but the simulation gives a good understanding of the global trend (Oeurng et al., 2011; Wei et al., 2019).

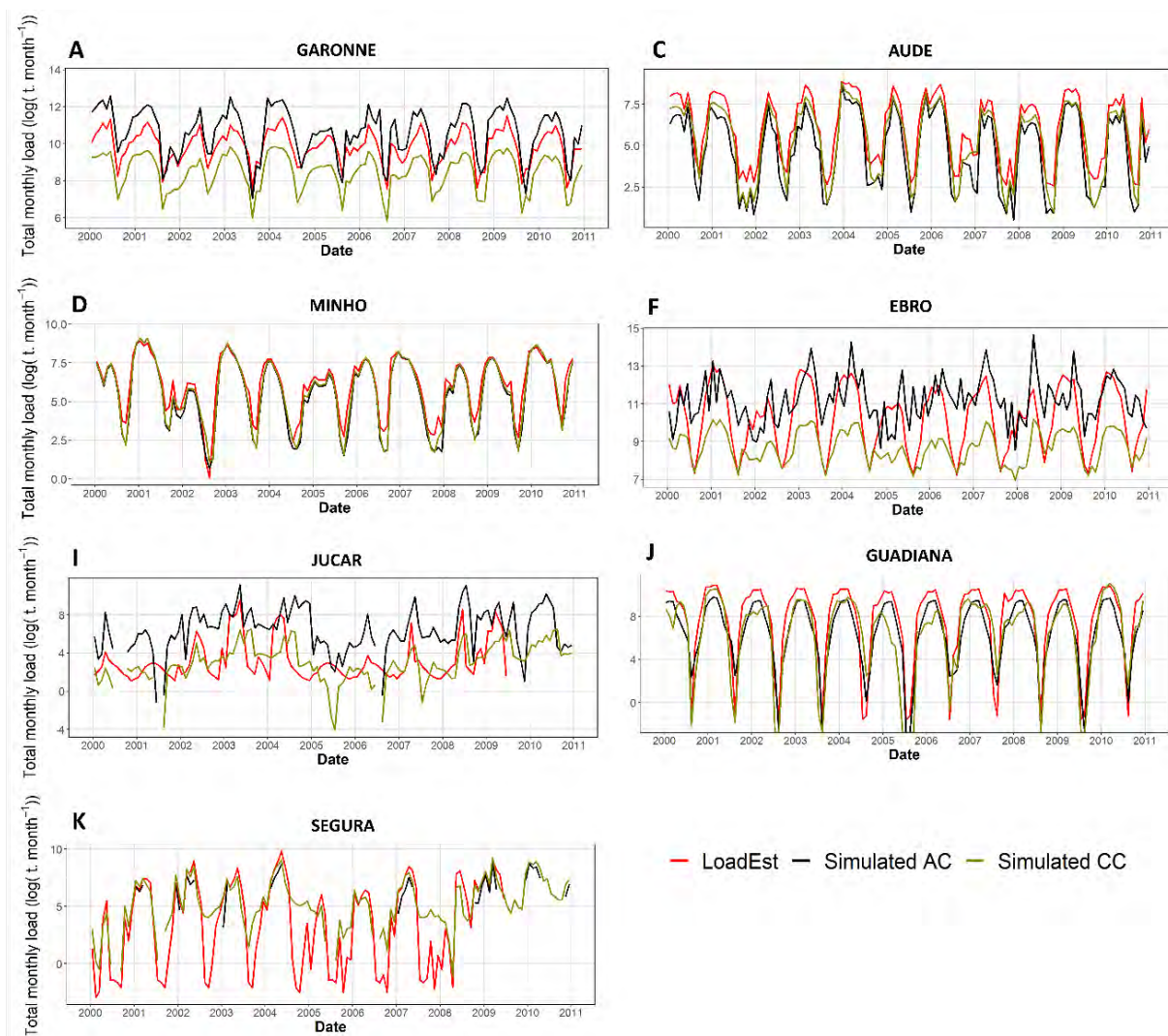


Figure 58: Monthly variation of sediment loads from 2000 to 2010 (calibration period: 2000 -2005, validation period: 2006 -2010) obtained with LOADEST and SWAT calibrations in the main SUDOE watersheds (AC: Additional Calibration; CC: Conventional Calibration). The letters indicate the watershed localization over SUDOE territory (Figure 51).

The sediment loads between CC and AC calibrations are similar for most of the watersheds such as Aude, Minho, Guadiana and Segura (Figure 58). However, CC and AC calibrations do not have the

same response in some other watersheds such as the outlet of Garonne, Ebro and Jucar (Figure 58a Figure 58f and Figure 58i) where the model tends to overestimate the sediment loads in AC calibration whereas these loads are underestimated with CC calibration. The Garonne, Ebro and Jucar are all main agricultural watersheds. The sediment loads difference is due to the increase in water volume used in irrigation that increases the soil runoff and erosion coefficient. In the Garonne, Ebro and Jucar watersheds, the main difference between CC and AC is the localization of the irrigation source. By default, the value is “outside the watershed” when the difference was changed. This irrigation source information could create a substantial difference in the streamflow in a watershed with low water levels and high irrigation such as Jucar watershed. The pedoclimatic conditions have indeed a substantial influence on some parameters impacting sediment load. In fact, the weather, the lithology and the land use have an impact on soil erosion and some parameters such as USLE C factor or the management practice will have an impact on this erosion (Neitsch et al., 2011).

b. Nitrate loads

The interpolation of nitrate concentration with LOADEST gives satisfactory results (Supplementary Materials Figure A1-A2) according to Kim et al. (2018) standards. LOADEST tends to overestimate extreme values as largely (Cerro et al., 2014), but this work is focusing on the impact of global change on water resources and more precisely on the SUDOE water scarcity issues which mostly occur during low flow periods (EEA Report, 2018a). Other studies already compared the nitrate loads simulated by LOADEST and SWAT models (Cerro et al., 2014) and showed that the LOADEST software is useful when you have a discrete and large range of values under different hydrological conditions.

The comparison of nitrate loads between SWAT versions and LOADEST at the main river outlets shows an overall good agreement with an R^2 of 0.67 [0.55; 0.82] and an NSE of 0.51 [-0.36; 0.67] for the calibration period and with an R^2 of 0.65 [0.34; 0.93] and an NSE of 0.42 [-0.36; 0.91] for the validation period (Figure 59). The differences between AC and CC calibrations are not significant (p -value > 0.29) but with respect to the absolute performance value, nitrate loads of the CC calibration have lower statistics than the AC calibration with a mean R^2 of 0.50 and 0.70, respectively. For Jucar and Guadiana watersheds, nitrate loads of CC calibration (Figure 59) are lower than AC which could be explained by a decrease of nitrate runoff correlated to an increase of biomass production produced by the non-limiting irrigation. There are two actions that influence this response. The first is auto-irrigation depending on the plant demand (the production is not limited) and the second is fertilization. Biomass production is high thanks to the presence of fertilizer, applied in the most effective way, decreasing the soluble soil nitrate concentration which leads to a decrease in the nitrate runoff. For other watersheds such as Garonne, Aude or Segura, nitrate runoff is more important during CC calibration because irrigation is triggered according to soil water saturation, causing excessive irrigation in these basins, which leads to nitrate runoff after fertilizer application. The comparison between observed and simulated

crop yields is thus essential to determine nitrate sources and to validate the model. Jégo et al. (Jégo et al., 2008) indicate the importance of crop management and particularly for N application periods on nitrate runoff in the Garonne watershed. Hence, it is therefore important to carefully take into account crop management, as well as crop yield and fertilization in the model.

c. Yield and Fertilization :

Observed and AC simulated interannual crop yields over the basin show a good adjustment according to the average PBIAS indicator of +8% [-78; +40] (Figure 60). The average crop yield over the territory was 7.4 t. ha⁻¹ for the AC calibration but only 2.3 t. ha⁻¹ for CC. Two hypotheses might explain the CC crop yield underestimations: (1) the fertilization is too low, (2) the irrigation is only triggered when the plant is under stress which can slow down plant growth.

Section A

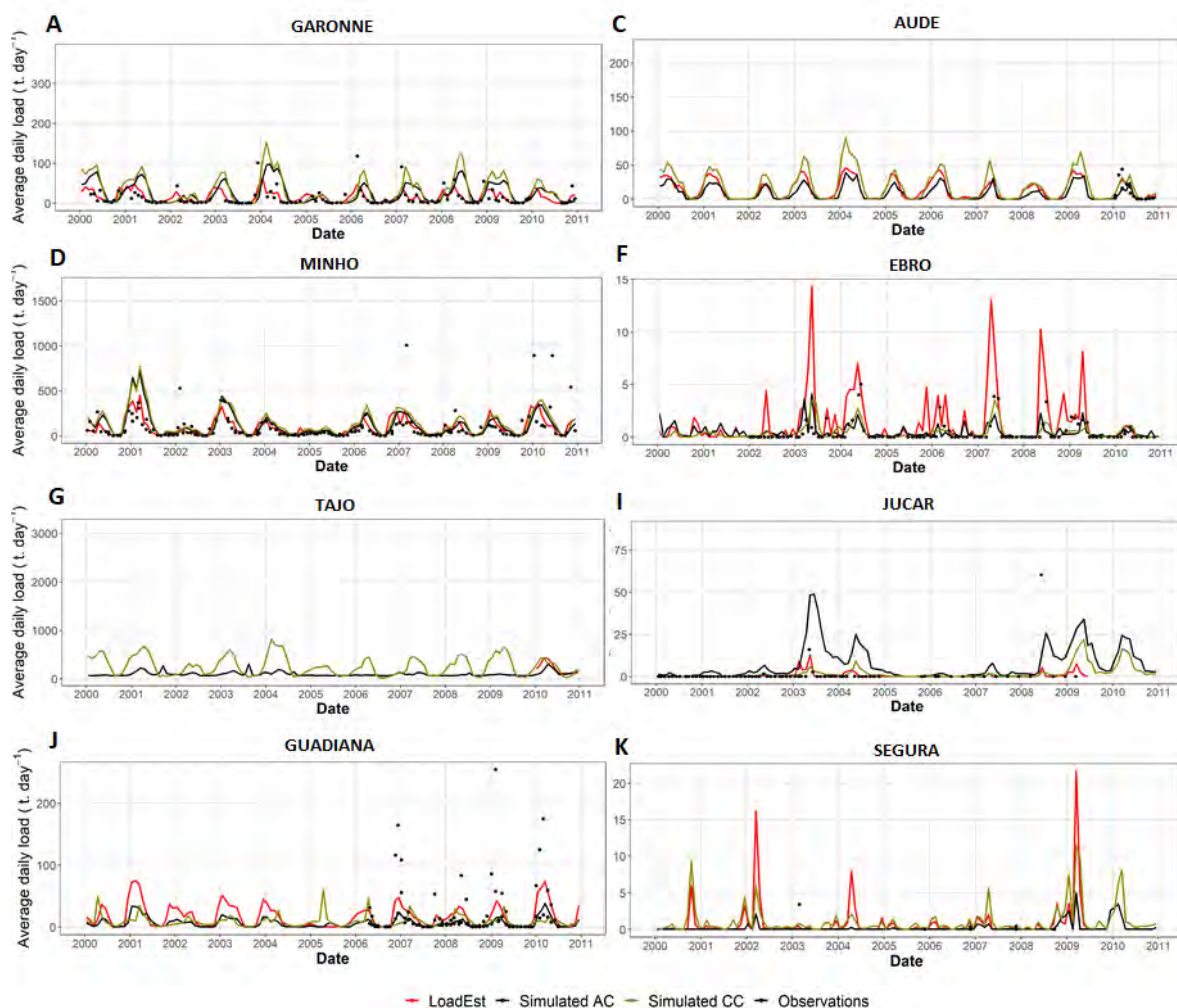


Figure 59: Average variation of daily nitrate loads from 2000 to 2010 (calibration period: 2000 -2005; validation period: 2006 – 2010 simulated at monthly scale) obtained with LOADEST and SWAT versions in the main SUDOE watersheds (AC: Additional Calibration; CC: Conventional Calibration). The letters indicate the watershed localization over SUDOE territory (Figure 51).

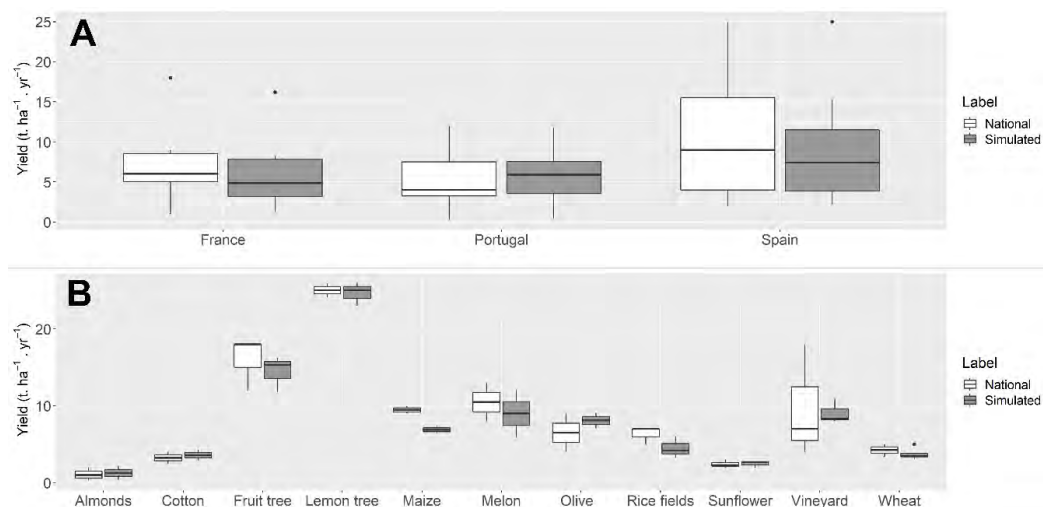


Figure 60: Boxplot of annual national and AC simulated crop yield values (AC: Additional Calibration (A) by country ; (B) by crops. AC simulated crop yields are the interannual average from 2000 to 2010.

3. Variability of the model through the climate change scenario

Table 15 represents the percentage of change of each variable for both calibrations with a -20% decrease in precipitation. A negative impact on variables is expected with a diminishing rainfall such as a reduction in the irrigated volume and crop yields (Olesen et al., 2007). CC and AC water yields have the same trend with a decrease close to -40%. A streamflow decrease is also highlighted by Stahl et al. (Stahl et al., 2010). However, the crop management variables are different between CC and AC because CC crop management is not calibrated. Under drier conditions, plant growth will be coerced by the lack of water in the watershed in the AC calibration (-35%) whereas irrigated water is increasing in the CC calibration (+5%). The same opposite trends occurred with crop yield simulation with respectively +23% and -26% for CC and AC calibration. The irrigation source used in the CC is located outside of the watershed. Under such condition, the auto-irrigation is not limited by the water volume available in the river and the plant growth are not impacted by the drought period. That is the reason why the model simulated a light increase of plant growth with a decrease of rainfall. AC outputs are the most realistic calibration considering that plant growth, crop yield and irrigation volume will be coerced by the lack of water under a drier climate. This study strongly recommends calibrating crop management in the water scarcity context in order to have a proper allocation of water over the watershed, especially for studies assessing the potential impacts of climate change or human practices changes. The question is: can we have an indicator to help us in the choice of calibration/validation procedure for one watershed?

Table 15: Percentage of variable differences for Conventional Calibration (CC) and Additional Calibration (AC) between the regular precipitation and a decrease of 20% of rainfall from 2000 to 2010. A positive percentage represents an increase of the variable whereas a negative value means a decrease.

	Differences of CC	Differences of AC
Precipitation	-20%	-20%
Water yield	-44%	-41%
Fertilization	17%	-9%
Biomass production	23%	-26%
Crop yield average	33%	-31%
Irrigation volume	5%	-35%

4. Index of Hydrological Alteration (IHA) helping in the choice of calibration/validation procedure between CC and AC

In order to decide which calibration/validation procedure is the most appropriate, this study analyzed the variations of the IHA according to the deviation of KGE (ΔKGE). Figure 61 shows a negative correlation between the IHA and ΔKGE for the 47 gauging stations representing the entire range of subbasins over the SUDOE territory. Two groups can be distinguished: (1) subbasins with IHA above 80% and (2) subbasins under 80%. With an IHA above 80%, the ΔKGE is lower than 0.1, the CC and AC calibrations have similar trends so it might not be useful to calibrate the human activities as

dams and crop management. When the IHA is under 80%, the ΔKGE variations are high [0; 0.65] – meaning that in some of these cases, the addition and the calibration of human activities, such as dams and crop management, is necessary to obtain a representative simulation of the reality. Our recommendation will be to apply the AC procedure in the case of when the IHA is under 80%. The IHA index can become a tool to determine the calibration/validation procedure. It is available in the south-west region but could be transferable to regions where water resources are impacted by agriculture and water management (dams, channels).

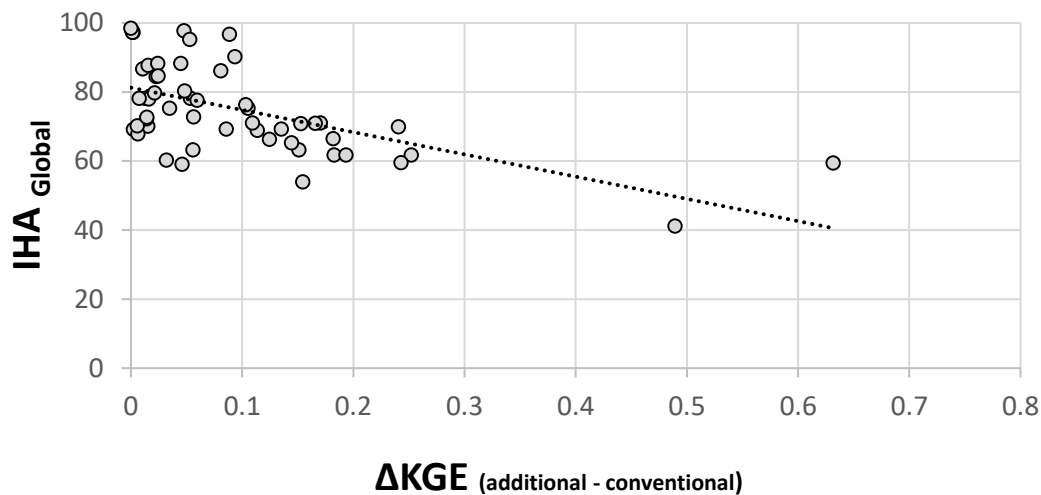


Figure 61: ΔKGE between Conventional (CC) and Additional Calibration (AC) for 47 gauging stations face to IHA (Hydrological Alteration Index) from 2000 to 2010.

This study explores an alternative methodology to model water quantity and quality resources at multiple scales, for the first time, by coupling various data sources (agricultural, urban effluents, quality and quantity data) at the SUDOE scale – that has been never approached (Jeppesen et al., 2011; Peraza-Castro et al., 2018; Pesce et al., 2018). Previous studies made analysis on uncalibrated simulations (Abbaspour et al., 2015) or calibrated only on streamflow (Grusson et al., 2018). For hydrological models, only the streamflow and the water balance are usually analyzed based on gauging station records and previous studies (Fu et al., 2019). For agronomic models, biomass production and crop yield help to calibrate the model (Sinnathamby et al., 2017). This study combines hydrological and agronomic calibration approaches in order to improve the model estimation thanks to multiple datasets with different scales and time resolutions. In this study, a suggestion is made: calibrating the model with different data sources, easily available coming from national open-access sources such as national statistics department or water agency reports and samplings. The multiple and diversified databases used showed that the water balance and human activities were better represented in AC calibration. The multi-watershed model is complex. Sometimes a trade-off of one parameter needs to be found because watershed responses to the parameter could be opposite. The need to cross data for calibrating and validating models is underlined. This study should not be reduced to the SWAT model only but it could be extrapolated to every hydro-agronomic model. Outputs from calibrated models come along with

model uncertainties and assumptions. It is up to the analysts to quantify model prediction uncertainty and calibrate with their own field expertise of the watershed. In order to establish this methodology, running a soft calibration first and then launching an optimization procedure is advised. The soft calibration is a manual calibration based on watershed knowledge (characteristics, specificities). The optimization procedure is allowed to refine the parameters calibrated during the soft calibration, as a statistical calibration, for example, SWAT-CUP for SWAT (Abbaspour et al., 2018; Arnold et al., 2012).

This paper provides some tools and feedbacks on the SWAT model set up in order (1) to understand the importance of datasets choices in the calibration and validation steps, (2) to help future users in the large scale set up and (3) to choose the calibration/validation procedure. So far, the AC calibration is thus the most appropriate simulation to run further research on ecosystem services evaluations, climate change impact or direct human activities impact (e.g. the effect of implementing new water policy).

5. Limitations and uncertainties of this study

We calculated the percentage of rivers of table 14 the statistics criteria R^2 , NSE, PBIAS and KGE. According to Moriasi (2007,2015) we considered the performances of the model succeed when R^2 , is higher to 0.6, NSE to 0.5 and PBIAS ranged between $>15\%$ or $<-15\%$. According to the Knoben criteria (2019), we considered the performance succeed when the KGE is higher to <-0.41 . Based on these criteria, the hydrology performances of the model for both calibration and validation period and both conventional and additional calibration are succeeded 100% for KGE, 90% for R^2 , 67% for PBIAS and 31% for NSE. The performances obtained in this work for some rivers highly anthropized in the South of Europe are similar or better than the ones published by Abbaspour et al. (2015). Previous studies tried to compared observed and modeled continental river discharge and nitrate loads (Abbaspour et al., 2015; Gudmundsson et al., 2011). These studies point out the difficulties to calibrate and validate hydrological processes at the continental scale and are rather more complex for nitrate loads. In fact, our study model had to simplify the model set up and the input because of the lack of data related to anthropization. The quality of the outputs is significantly impacted by the degree of simplification, the input data availability and uncertainty (Kauffeldt et al., 2013), the temporal and spatial degree of discretization (Döll et al., 2003) which also impacts the quality of calibration and validation procedure. In the context of high anthropized systems, the performances of the calibration are related to water resources management (dams, canals, irrigation practices). All these data set should be at the scale of daily time step but unfortunately for dams, canals and crop practices, we have data set at an annual time scale. In this context, the input data increase the uncertainties of the output. These uncertainties also impact the nitrate and sediment loads and the associated processes. The SWAT model used simplify equations (George H. Hargreaves and Zohrab A. Samani, 1985; Neitsch et al., 2011) for quantifying the sediment and nitrate loads into the river. Therefore, these simplifications can cause deviations for sediment routing and nitrogen modeling. In fact, the uncertainty in model inputs

influenced the N soil input such as the fertilizer use or the allocation of animal manure (that we do not consider in this study). The uncertainties in the exchange fractions of different types of N are still not completely known. Improving N leaching and runoff fraction should receive more attention in future studies in order to improve the nitrogen cycle modeling.

In order to optimize the calibration procedure, in this paper, we proposed a method to evaluate the level of the anthropization by the IHA index for large systems and we show that the model performance is directly related to this index (low IHA, high stressors, and low-performance model). In this context, the application of the Moriassi statistical thresholds is not adapted. Finally, our study has some limitations and high uncertainties which should be taking into consideration for further studies.

4. Conclusions

This study shows for the first time the evaluation of a guideline for calibrating multi-watersheds hydrological models as a complexity according to a level of anthropization in the context of global changes. The IHA is a good index to determine the complexity level of calibration procedure. To determine the most appropriate calibration/validation procedures, the global hydrological alteration index, IHA, demonstrated its feasibility: IHA values under 80% indicates that complex procedure of calibration/validation would yield better results. Many applications of the model should be done in further studies. An assessment of ecosystem services and ecological functions could be interesting as well as the economic evaluations of these services such as the economic cost of maintaining good water quality. The model might also help to conduct river and land use planning studies in order to help stakeholders. Finally, the model can be used to conduct climate and land-use change impact studies.

Acknowledgments: This project was supported by the Université Toulouse III Paul Sabatier and by the Ministry of Higher Education and Research. This study was performed as part of the EU Interreg SUDOE IVB program (AGUAMOD – SOE1/P5/F0026 project, <http://www.aguamod-sudoe.eu>) and also funded by ERDF. We want to thank all the partners of this program that shared data and helped with their expertise on irrigation, dam and crop yield management and streamflow calibration: l'Agence de l'eau Adour-Garonne, la Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne, el Universidad Politecnica de Valencia, la Banque Hydro, l'Electricité De France (EDF) (the project REGARD-RTRA/STAE), le Syndicat Mixte d'Etude et d'Aménagement de la Garonne, l'Institute National de la Statistique et des Etudes Economiques, el Instituto Nacional de Estadística de Portugal y de España, el Consejo Superior de Investigaciones Científicas, El Ministerio para la Transición Ecológica and el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación of Spain.

B. Evaluation des fonctions écologiques liées aux nitrates dans les cours d'eau et de ses facteurs d'influence à l'échelle du Sud-Ouest européen

Avant-propos de la section B

Le cycle de l'eau et des nitrates du modèle agro-hydrologique à l'échelle du Sud-Ouest européen a été calibré et validé dans la section A de ce chapitre. J'ai pu ainsi dans cette section me concentrer sur l'évaluation des fonctions de régulation des nitrates (NEF) dans les cours d'eau, mais une nouvelle question épineuse s'est alors posée. Quand bien même, les cycles de l'eau et des nitrates sont bien représentés, peut-on valider la quantification des NEF à l'échelle du Sud-Ouest européen ? En effet, les tronçons de cours d'eau discrétisés étant si longs, il est impossible de comparer les résultats obtenus avec des observations *in situ* de manière directe. J'ai alors décidé de comparer les sorties NEF du modèle effectué à fine échelle à l'échelle de la Garonne – validées sur des prélèvements *in situ* dans le chapitre 3A – avec les sorties du modèle SUDOE sur la base de la discrétisation à l'échelle des sous-systèmes. Les résultats obtenus nous ont permis de valider la modélisation des NEF à l'échelle du territoire SUDOE et d'en évaluer la variation spatiale et temporelle. Cette section présente ainsi ces résultats qui ont été rédigés sous format d'article scientifique en vue d'une prochaine soumission dans le journal Science of The Total Environment.

Article in preparation

Assessment of water regulation functions in South-Western Europe streams

Roxelane Cakir^{a*}, Mélanie Raimonet^a, Sabine Sauvage^{a*}, Romain Walcker, Magali Gerino

^a, José Miguel Sánchez-Pérez^a

^a Laboratoire écologie fonctionnelle et environnement, Université de Toulouse, CNRS, INPT, UPS, Toulouse, France

Résumé : Les eaux de surface sont soumises à une pression anthropique croissante depuis ces dernières décennies. L'évaluation du service de régulation de l'eau, basée sur la quantification des fonctions écologiques, fait défaut. Jusqu'ici, les études se sont focalisées sur la régulation de la quantité d'eau et non sur la qualité de l'eau. Il est alors essentiel de développer des approches méthodologiques permettant de comprendre les variations spatiales et temporelles des fonctions écologiques liées à la régulation de l'eau, notamment à partir d'outils de modélisation. La modélisation permet de fournir des informations non disponibles ou difficilement réalisables à partir de données *in situ*. La pollution des eaux de surfaces la plus commune est la pollution en nitrates. La quantification des fonctions écologiques liées à la régulation des nitrates est effectuée en calculant le bilan net en nitrates (NNB) et les composantes physiques et biologiques associés. Le NNB donne des indications quant à l'élimination des nitrates (NR) ou la production de nitrates (NP) dans les cours d'eau. Cette étude explore la dynamique spatiale et temporelle du NNB et vise plus précisément à analyser l'élimination des nitrates à l'échelle du Sud-Ouest européen (216 sous-systèmes sur 81 bassins versants) au pas de temps mensuel de 2000 à 2010, en utilisant des approches de modélisation basées sur des données intégrant les facteurs d'anthropisation. Nous utilisons le modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool) qui vise à simuler les transferts de nutriments à la fois dans les cours d'eau et les versants à l'échelle des sous-systèmes dans tous les bassins versants du Sud-Ouest européen. Les NNB ont été validées à l'échelle des sous-systèmes en les comparant avec une modélisation du bassin versant de la Garonne calibrée et validée à l'échelle des masses d'eau dans la partie A de ce chapitre. La validation sur le bassin Garonne permet ensuite l'analyse des sorties du modèle à l'échelle européenne. De la même manière, les simulations des débits, des flux de nitrates ont été validés à l'échelle des sous-systèmes du SUDOE pour en déduire les bilans nets. La fonction NR est la plus forte dans le sud de l'Espagne et du Portugal, caractérisés par un climat chaud et sec tandis que la fonction NP est la plus importante dans les grands cours d'eau soumis à une forte pression anthropique. L'été et le printemps sont les saisons les plus actives avec une production maximale de $54,6 \text{ gN.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ et une élimination maximale de $-148,1 \text{ gN.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ en nitrates. La NNB moyenne est égale à $-3,5 \text{ gN.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ au printemps et $-2,8 \text{ gN.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ en été. Cette étude démontre que le débit, la pente et l'indice d'altération hydrologique sont des facteurs d'influence de l'élimination

des nitrates dans les eaux de surface. L'élimination et la production de nitrates, fonctions sensibles à l'anthropisation, sont essentielles pour la durabilité des socioécosystèmes. Cette étude encourage d'autres études à explorer l'élimination des nitrates grâce à des facteurs environnementaux et à d'autres indicateurs tels que les indicateurs anthropiques et les indicateurs d'abondance en biodiversité.

Abstract: In a context of human stressors on surface water since the last decades, the evaluation of the water regulation service is lacking and must be based on the quantification of ecological functions related to regulation of water quantity and water quality. Many studies have been focusing on water quantity regulation, however, few studies are led and few knowledge is produced about water quality regulation so far. For this purpose, it is essential to develop methodological approaches that allow us to quantify the spatial and temporal distribution of these ecological functions related to water quality regulation thanks to modeling tools. The development of such approaches is impossible to achieve with in-situ measurements. One of the most important pollution in surface water is nitrate pollution. In the present study, we aim at quantifying nitrate related ecological functions through different indicators: the nitrate net balance (NNB) and its associated physical and biological components, the nitrate removal (NR) and the nitrate production (NP). This study explores the spatial and temporal dynamics of these indicators and, more precisely, aims at analyzing the nitrate removal in South-Western Europe (216 subsystems over 81 water catchments) at the monthly scale from 2000 to 2010 by using data based modeling approaches integrating human stressors. We use the widely known SWAT model (Soil and Water Assessment Tool) which enables us to simulate nutrient transfers both in rivers and lands at the scale of the subsystems into all the watersheds of the South-West of Europe (SUDOE). The NNB had been validated at a subsystem scale by comparing it with a previous study's outputs simulating at the water body scale over the Garonne watershed (France). This validation allowed to analyze the model's outputs at the entire SUDOE scale. Moreover, streamflows and nitrate loads had been validated at a subsystem scale and used to determine NNB. Hot spots of nitrate removal are located in the South of Spain and Portugal, characterized by a warmer and dryer climate whereas the hot spots of nitrate production are located in the main streams more impacted by human activities. Summer and spring are the most active seasons with a maximum of $54.6 \text{ gN.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$ produced and $-148.1 \text{ gN.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$ removed with an average of $-3.5 \text{ gN.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$ during spring and $-2.8 \text{ gN.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$ during summer. This study demonstrates the existence of influencing factors in nitrate removal such as streamflow, slope, and Index of Hydrological Alteration. Nitrate removal and nitrate production are essential for the sustainability of socio-ecosystems and are very sensitive to anthropogenic stressors. This study encourages further studies to explain nitrate removal thanks to environmental factors and also other indicators such as anthropic indicators and biodiversity abundance indicators.

1. Introduction

The increase of the world population together with the living standard improvement, the consumption pattern changes and the expansion of irrigated agriculture drive the rising global demand for water (Ercin and Hoekstra, 2014; Vörösmarty et al., 2010). Such a demand leads to the withdrawal of high quantities of water from rivers and aquifers which causes the decrease of river streamflows worldwide (Romero et al., 2013). The decreasing streamflows are also associated with the degradation of water quality because pollutant concentrations increase with lower dilution (Sauvage et al., 2018). The freshwater scarcity is a threat to the sustainable development of human society. Drought causes the loss of cultural and amenity services linked to the river (Bond et al., 2019; Masante and Vogt, 2018; Vannote et al., 1980). In Europe, and especially in the South-Western Europe, the water scarcity during summer has an impact on the ecosystem and human management (EEA Report, 2018). The freshwater scarcity has an impact on water quantity and quality in addition to the loss of river ecosystems and their functioning (Smakhtin et al., 2004).

A lot of literature exists about the impact of freshwater scarcity stress on river ecosystems, such as changes in the nutrient cycles (Sabater et al., 2018; von Schiller et al., 2016). However, the response of ecological functions of water regulation over the year and during droughts is unknown at large spatial scales. Only a few studies consider ecological functions as part of ecosystem services and its definitions are sometimes divergent. In this study, ecological function gathers all the physical, biological and biogeochemical processes that contribute to the ecosystem service of water quality regulation (Goldstein, 2001; Hooper et al., 2005; Jax, 2005; Martín-López et al., 2018). Maintaining ecological functions is essential to sustain the ability of the environment to supply ecosystem services (Martín-López et al., 2018).

Along the river, many physical, biological and biogeochemical processes occur in the water column, as well as at the interfaces between land and water, and between the water column and the sediment (Datry et al., 2008). In the aquatic system, nitrate is continuously used by plants, algae and microbes, the bottom of the trophic network. Nitrate can be considered as the most important element to maintain life in hydrosystems, but if the concentration of nitrate is high, superior to 50 mg.L⁻¹, the water is polluted for human water consumption, according to the Nitrate Framework Directive (91/676/CEE) (Oenema et al., 2011), and also for ecosystems such as pollution and eutrophication of surface waters (Ameziane et al., 1999; Camargo et al., 2005; Muylaert et al., 2009). Into the river, dissolved inorganic nitrogen is mainly present as nitrates but also as ammonium, nitrogen gas, nitrite, nitrous oxide and ammonia. The nitrogen cycle, including physical, chemical and biochemical processes, is complex at the watershed scale (Gruber and Galloway 2008). Nitrogen cycle processes can be divided into two kinds of processes: the physical transport from upstream to downstream including dilution effect and the biochemical transformation by microorganisms including plants' uptaking.

Nitrate processes depend on watershed characteristics as land use, soil properties, topography but also on existing ecosystems into the watershed as floodplains, wetlands, lakes (Bernard-Jannin et al., 2017; Ferrant et al., 2011; Haag and Kaupenjohann, 2001). Understanding and quantifying the evolution of these nitrate processes in front of freshwater quality will help in decision-making and in future policies of stake-holders. Nitrate related ecological functions through different indicators: the nitrate net balance (NNB) and its associated physical and biological components, the nitrate removal (NR) and the nitrate production (NP). The ecological function of NR acts as a self-purification function of the river. Elimination as denitrification and temporal burial of sediment, assimilation, adsorption, immobilization, transformation and transport are processes of nitrate removal (García-ruiz et al., 1998; Hill et al., 2000; Sauvage et al., 2018). Some parameters drove these processes as nitrogen inputs, organic matter availability and hydromorphological conditions that have an impact on these processes such as denitrification (X. Sun et al., 2017). In the river system, most of the NR takes place in the hyporheic zone, between the water column and sediment (Datry et al., 2008; Dimitri Peyrard et al., 2011; Triska et al., 1989). NP are mostly driven by human stressors with nitrogen input due to agricultural practices (Billen et al., 2013). Nowadays, NP and NR processes as well as their key drivers are not well known.

The quantification of NNB, and thus, of NP and NR through the different pathways remains partially developed (Grizzetti, et al. 2008) in space (Viaroli et al., 2018) and in time (Wang et al., 2018) and measurements are uncommon and individual to specific studies (Lu et al., 2018; Sánchez Pérez et al., 1999; Teissier et al., 2008; Vushe and Mbadhi, 2018). Hence, modeling approaches, calibrated and validated by measurements, is the only alternative to quantify NNB and deduced NP and NR in time and space (Cakir et al., 2020b). The spatial and temporal modeling coupled to datasets will help to identify “hot spots” and “hot moments” (McClain et al., 2003; Vidon et al., 2010) and understanding the weight of human sources on nitrate removal.

One of the main questions of modeling is the spatial and temporal scale resolution. The model choice is scale-dependent and will vary according to the processes involved, the data availability, the mathematical formalisms, the model complexity and its performances (Grayson et al., 2002). The choice of the scale has an impact on the modelled processes. A large spatial scale resolution will not be able to reproduce all watershed processes whereas a small spatial scale resolution can (Abbaspour et al., 2015; Bernard-Jannin et al., 2015; Boithias et al., 2014a). Mechanistic models can be used at a large spatial scale resolution but assumptions and simplifications will deteriorate the output signals (Billen et al., 2011). Also, the water quantity and quality calibration is complex at a large scale application, as shown for the South-West Europe in Cakir et al. (2020b).

Once quantified, NNB could be explained by influencing factors such as geomorphology, weather, type of soil, pollutant concentration (Weigel et al., 2002). The methodology of nitrate removal

quantification developed in Cakir et al. (2020a) will be applied at the large scale of the SUDOE territory model presented in Cakir et al. (2020b). The model used in this study is the Soil and Water Assessment Tool, SWAT (Neitsch et al., 2001), an agronomic model simulating the nitrogen cycle and human stressors. The SWAT model has been widely used at a regional scale (Fu et al., 2019; Gao et al., 2009) and a continental scale (Abbaspour et al., 2015). A lot of studies used this model to simulate surface water quantity and quality and predict the environmental impact of land use, human stressors and climate change on water quantity and quality (Gassman et al., 2007) but also ecosystem services (Francesconi et al., 2016).

To quantify NNB at the South-Western Europe scale, this current study is based on the methodology developed in Cakir et al. (2020a) validated by in situ measurement on nitrate removal at the space resolution of the water bodies for all the Garonne watershed (France) as part of the South-West Europe area. The modeling approach at the scale of all the SUDOE area, used in this present study, including the conceptualization, the calibration and the validation steps at South-Western Europe is described in Cakir et al. (2020b) at the spatial scale resolution of subsystems. At this stage, the lack of data at large scale and the scale of application made the validation of NNB difficult at the spatial scale of subsystems for all the SUDOE area. Hence, to fill the data gap of NNB at the scale of the subsystems, two modeling approaches based on a different space resolution (water bodies and subsystems) in the case of the Garonne watershed are presented to demonstrate the validation approach at the scale of subsystems resolution and will enhance the feasibility of SWAT application at the SUDOE territory to quantify NP and NR at this last spatial resolution.

The main goals of this study are (i) to validate the NNB quantification at the spatial resolution of subsystems at the scale of the Garonne watershed by evaluating the uncertainties from field measurements; (ii) to quantify spatial and temporal dynamics of NNB at the scale of subsystems for all the SUDOE area and (iii) to identify key parameters controlling NNB at the SUDOE scale.

2. Material and Methods

1. Study area

a. The South-Western Europe Territory

The study area is situated in the South-West of Europe (Figure 62), an area highly submitted to tough water scarcity during low-flow (Mekonnen and Hoekstra, 2016). This territory, also called SUDOE, expands over 773,191 km² encompassing Andorra, France, Portugal and Spain,. The mean annual rainfall volume ranges between 300 and 2,000 mm (Nixon et al., 2003). This range is explained by two main climatic conditions: (i) a Mediterranean climate over most of Mediterranean coasts and Hispanic peninsula and (ii) an oceanic climate over the western part of the territory from Porto to the North of SUDOE (Rivas-Martínez et al., 2004, Sloane et al., 2012). The territory is 67% covered by the

seven main watersheds (Figure 62): Garonne, Ebro, Duero, Tajo, Jucar, Guadalquivir, Guadiana from North to South of the territory. Along the coast, some minor streams flow directly to the sea. The mean annual streamflows ranges between 0 and $9,417 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Tockner et al., 2009). The SUDOE territory can be divided in 3 parts represented in figure 62: the North part, the East part, and the West part.

The hydrology is highly impacted by human activities as urban, agricultural and industrial activities or river management structures. The population of 60 Million inhabitants is mostly settled (for more than 50%) in major cities as Madrid, Lisbon and Toulouse (Figure 62). During droughts, cities as Murcia and Valencia are frequently facing drinking water supply issues (González, 2002; Olcina and Amorós, 2007). The SUDOE is occupied by 50% of farming lands, making it the major agricultural region in Europe (CLC 2012). Agriculture is mainly dominated by cereal, maize and forage crops. In the SUDOE territory, vegetables, olives and wine productions occupy a large surface especially in Spain (29%) and Portugal (31%). These crops are potentially major water consumers. The other half is covered by 46% of the forests and semi-natural areas, 3% of artificial areas and 1% of wetlands and water bodies. Water bodies in this area are highly anthropized by reservoirs and canals because of the irrigation need, cities water supply and hydroelectricity. For example, the SUDOE territory gathers at least 1,974 dams which are commonly used for hydroelectricity and irrigation. Indeed, 13.5% of agricultural areas in the territory is permanently irrigated (<https://ec.europa.eu/eurostat>). Cereal crops are the main crops of SUDOE territory. The French part also produces a lot of fodder while the second dominant crop is vegetable in Spain and vineyard in Portugal. Irrigated cotton crop is widespread in the Southern part of the SUDOE territory, especially in the Andalusian region. SUDOE soils are mainly composed of calcisol, cambisol and regosol (ESDAC, 2005).

The present study will focus on the seven main watersheds. The Garonne watershed is used to validate the modelling approach of nitrate-related ecological function estimations for Subsystem model outputs.

b. The Garonne River Basin

The Garonne is the principal watershed in the South-Western France with an area of $60,000 \text{ km}^2$ and a river length of 600 km (Figure 62). The watershed has a high temporal and spatial heterogeneity in its topographic, geologic and climatic conditions. It is dominated by the Mediterranean climate in the east of the watershed, by Oceanic climate in the west. 900 mm is the annual rainfall average, with a maximum of 2000 mm in the upper part of the watershed. The strahler order is 8 at the Garonne river outlet (Strahler, 1957). The Garonne flow regime is a pluvionival regime characterized by two flood periods in February and May and a low-flow period from August to September. The streamflow varies from $17,000$ to $8,000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ with an annual mean of $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Tonneins is considered as the outlet of the watershed because it is the last gauging station with no tidal influence on the river streamflow.

Garonne watershed is composed of 60% of agricultural lands, 32% of forest and 2.5% of artificial areas. Agriculture, mainly maize and wheat, is located in the lowland plain. The area is dominated by cambisol, favouring agriculture practices, and the floodplain is characterized by fluvisols and luvisols (Guiesse et al., 2019).

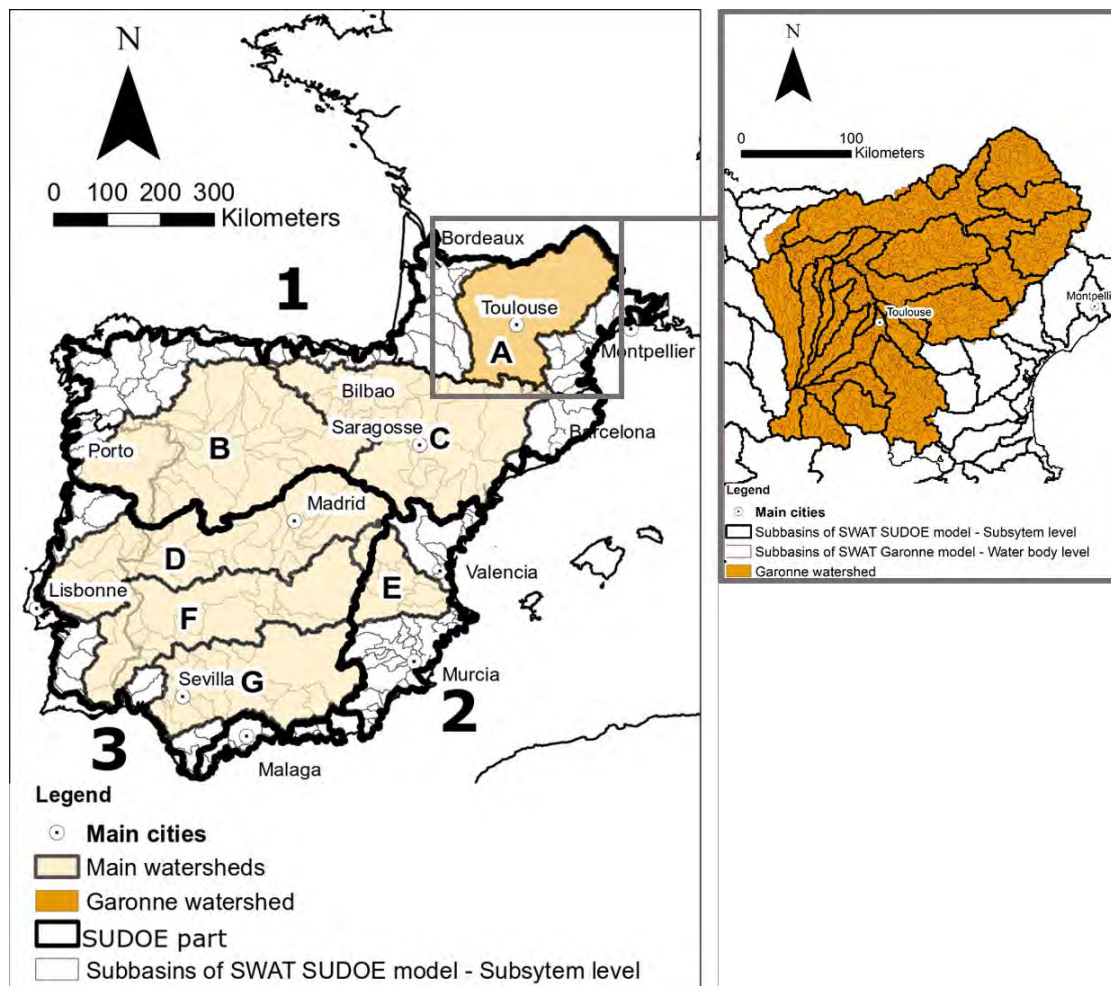


Figure 62: SUDOE study area with the main cities, the seven main watersheds (A- Garonne, B- Duero, C –Ebro, D- Tajo, F – Guadiana, G – Guadalquivir), the division of SUDOE part (1: North part, 2: East part, 3: West part), and the delineation of Subsystem model with a zoom on Garonne watershed and the superposition of Subsystem model and water bodies model.

2. Short reminder of the models

The Water Body and Subsystem models used the same input data. The main difference between both models is the spatial resolution and how the subbasins division was achieved based on river network and topography. The Water Body model, explained in Chapter 3A, was discretized at the level of water bodies, an administrative spatial level, the level of application for the stakeholders, with the surface area varying from 1 to 208 km², (Figure 62) whereas Subsystem model, described in Chapter 4A, was divided into subbasins between 203 and 24,963 km² to the level of subsystems which is the political decision-making level (Figure 62). More information about subsystem and water body scales are provided in Chapter 2. Each subbasin is also divided into Hydrological Response Units (HRU), characterized by a unique combination of soil, land cover and slope information. Water balance, erosion and nutrient cycles

were calculated in each HRU, and summed at subbasin level. The SWAT model also integrates urban sewage, agriculture management and dams in its calculation. The human stressors implementation was explained in Cakir et al. (2020a) and Cakir et al. (2020b).

The nitrogen cycle in water is modeled by the QUAL2E model (Brown and Barnwell, 1987). More details about the QUAL2E model is provided in Chapter 2. Dissolved oxygen concentration drives the biological processes as in-stream algae production, carbonaceous oxygen uptake, atmospheric aeration and nitrogen transformation. The QUAL2E module also integrates benthic algae processes. These processes are represented by differential equations more described in the QUAL2E manual (Linfield C. Brown and Barnwell, 1987). Nitrogen concentrations are controlled by two kinds of processes: biological processes and physical processes. The difference between the biological module (QUAL2E) activation and deactivation will be equivalent to understand the biological processes of the reach (Cakir et al. 2020a). The physical processes consist in the storage of stream water and nutrients during a time step. This amount is returned to the stream in the following time step. More details about the activation and deactivation of the module are presented in Chapter 3A.

The hydrology and nitrate loads simulated with both Water Body and Subsystem models were calibrated from 2000 to 2010 and validated from 1990 to 1999 using a similar procedure. According to the criteria provided by Moriasi et al. (2015), the streamflow and nitrate load simulation of the Water Body model can be considered as satisfactory over the entire territory with NSE, R^2 , PBIAS respectively equal to 0.51, 0.62, ± 6.0 for the streamflow, and 0.41, 0.68 and $\pm 9.69\%$ for the nitrate load. The Subsystem model had been validated over the territory with an average NSE, R^2 , and PBIAS respectively equal to 0.52, 0.78, ± 12.52 for streamflow, and 0.51, 0.67 and ± 19.59 for the nitrate load.

3. Ecological function indicators evaluation

This study reproduces the methodology developed in Cakir et al. (2020) on the Garonne watershed. Three water regulation functions were investigated: the nitrate net balance (NNB) and its associated physical and biological components, the nitrate removal (NR) and the nitrate production (NP). If NNB is negative, nitrate is removed from the stream by denitrification, retention in sediment or plant and algae assimilation, indicating a NR. When NNB is positive, nitrate is produced thanks to anthropic and natural inputs or nitrogen cycle transformations during each time step, indicating a nitrate production (NP). Studying NP enables to underline areas and periods with high natural nitrate production and to identify nitrate sources (natural or not). The NR areas define sinks zones where the self-epuration of the river is high. These two processes can be gathered in one indicator, the nitrate net balance (NNB):

$$NNB = \frac{[NO_3 \text{ load OUT}] - [NO_3 \text{ load IN}]}{\text{Reah wetted area}}$$

The in-out nitrate load difference divided by the wetted area in the stream itself represents the amount of nitrate that is staying or leaving the reach during each time step. The unit of NNB is $\text{gN.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$.

Another indicator investigated is the nitrate net balance rate (NNBR) in m^{-2} .

$$NNBR = \frac{NNB}{[NO_3 \text{ load IN}]}$$

It is the ratio between NNB and the nitrate load that enters into the reach. The streamflow effects are erased in this indicator, that can have an important effect on reach efficiency and seasonal analysis. In Cakir et al. (2020a), a comparison between NNB SWAT simulation and in-situ measurements validated the NNB modeling by SWAT at water body resolution. This study aims at validating the definition and quantification of indicators by changing the spatial resolution of the model from the water body resolution (Cakir et al. 2020a) to the subsystems resolution, before applying this methodology to all the SUDOE area within the main watersheds.

4. Validation of the methodology from the water bodies to the subsystem's resolution in the case of the Garonne watershed

The present paper compares the streamflow, nitrate load and NNB outputs of Water Body and Subsystem models at the common monitoring point to understand if the SWAT models' outputs at monthly scale give the same trend with a different spatial resolution (Figure 63). 25 subbasins outlets were compared over ten years of simulations (2000 - 2010). The outlets of these 25 subbasins had been used to compared both models outputs and had not been used to calibrate and validate these models. We also compared this simulation with four gauging stations: the outlet Tonneins (Outlet), Villefranche (K), Portet (R) and Roquefort (W). A statistical analysis of these comparisons was made to evaluate if the difference is significant. Because our samples don't follow a normal distribution, we choose to use a Mann-Whitney U test. Furthermore, the Mann-Whitney test can be used to test the null hypothesis that the data distribution of the two groups is the same.

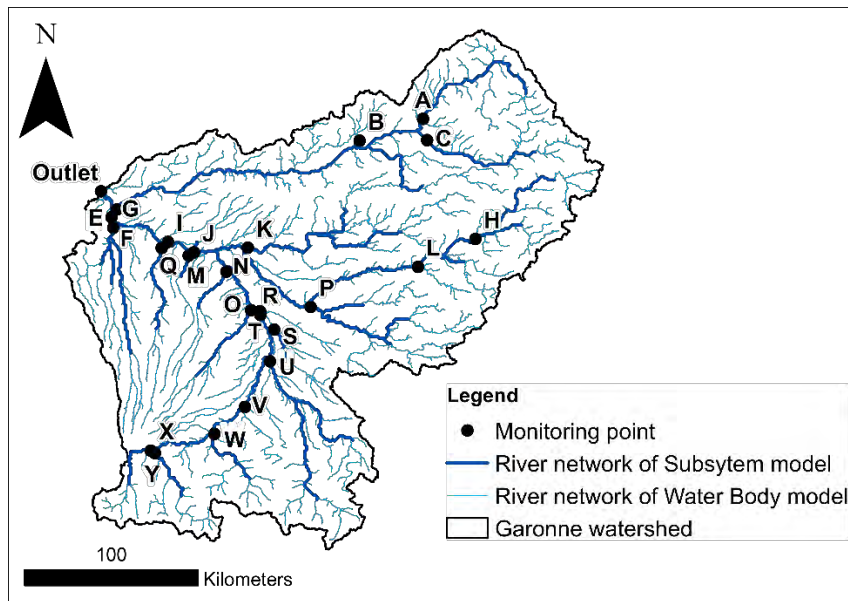


Figure 63: Representation of the river network of Water body model (low-resolution) and Subsystem model (high resolution) and identification of the 25 monitoring points (letters).

The comparison of NNB simulated with Subsystem model (model Chapter 4A) and the NNB simulated by the Water Body model (model Chapter 3A) are compared at the node of the subsystem scale (Figure 64). The NNB comparison was made on an annual and monthly time steps only. The percent bias, PBIAS, was calculated to measure the interannual monthly average tendency of the simulated values to be larger or smaller than their observed ones. A good estimation procedure should result in PBIAS values close to zero (Moriassi et al., 2015).

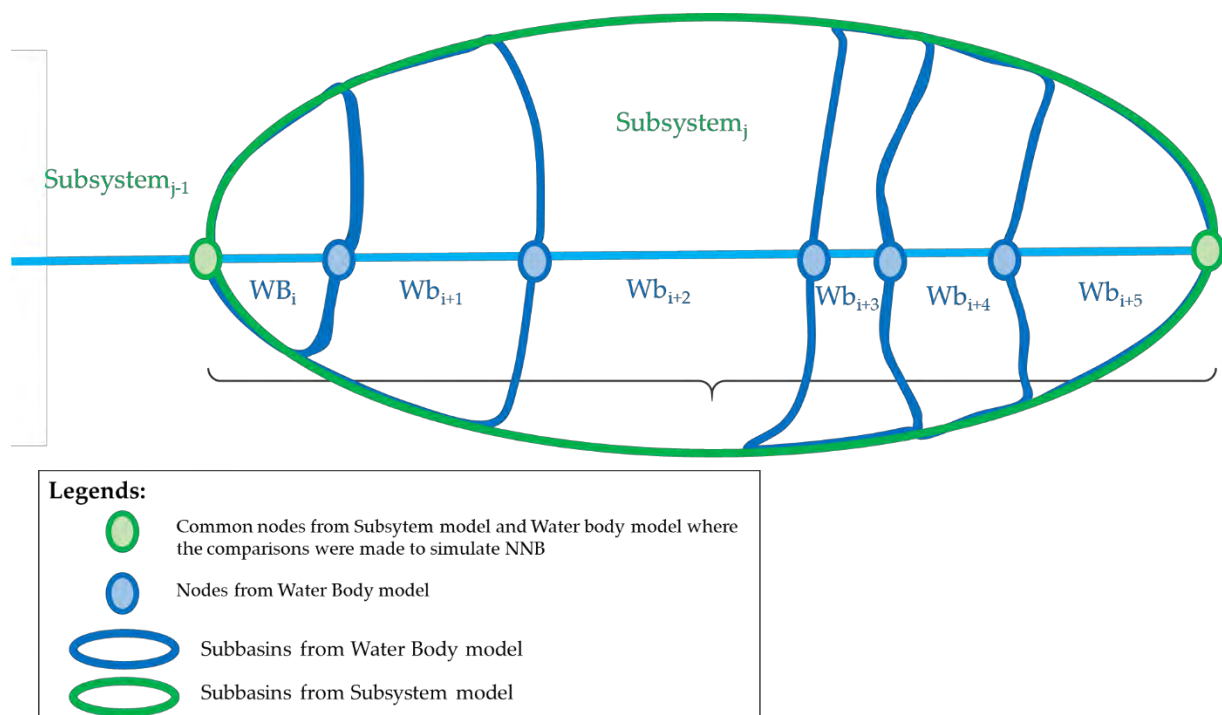


Figure 64: Scale of Nitrate Net Balance calculations. The nodes indicated by the " Nitrate Net balance by subsystem " of each model had been used to compare both model in this study. (WB: Water Body).

5. Ecological function indicators evolution in time and space over SUDOE territory

After showing the effect or not of changing the modeling resolution, this study decided to focus its results only at the SUDOE territory at the scale of subsystems. To understand hot spots and hot moments of Nitrate related ecological function, this study analyzed the NNB variation over SUDOE territory at subsystem scale at monthly scale during 2000 to 2010. NP and NR variation had been detailed which is the two compounds of NNB. These analyses might highlight the biological and physical processes share in the NNB function to explain the spatial variation. The spatial variation analysis is based on the interannual value of NNB. The comparison was performed on NNB only to take into account the soil-climate context over the SUDOE territory. Finally, to understand the seasonal variation of NNB, we look at the NNBR to delete the effect of flows, that change a lot throughout the seasons.

6. Influencing Factor Selection

A recent study highlighted that environmental factors such as slope and streamflow might have an impact on NP and NR functions along the Garonne River (Cakir et al., 2020a). According to previous study and SUDOE territory knowledge (Bernard-Jannin et al., 2015; Cakir et al., 2020b; Romero et al., 2013), a panel of environmental factors, qualitative and quantitative variables, were selected to proceed to the analysis between NNB and potential influencing factors (Table 16). These influencing factors were chosen to represent both environment variabilities and human stressors. A principal component analysis of mixed data which is a mix between an ordinary principal component analysis and a multiple correspondence analysis, had been led on the influencing factors and NNB over SUDOE territory at subsystem scale. Rstudio software with the PCAmixdata package had been used to complete this statistic analysis.

The influencing factors may change with a larger panel of pedoclimatic conditions and land occupation. For these reasons, clustering using the K-means algorithm (Jain, 2010) on NNB of Subsystem model permit splitting streams into three groups. Then, the Mann-Whitney U statistical test was used to identify significant differences in environmental factors variations (slope, streamflow, streams width, streams length and altitude) between groups.

The NNB function might also be influenced by the level of the anthropization of a subsystem. This study also looks at a link between NNB and an indicator of human stressors, the widely used Index of Hydrological Alteration (IHA). A lot of literature explored the impact of humans on stream alterations, including through this indicator. The IHA characterizes the impact of river regulation on the flow regime. It was developed by the Nature Conservancy organization (Richter et al., 2003, 1998, 1996) and modified by Santa-María and Fernández Yuste (2008). The IHA is the sum of twelve indicators that reflects the modification of the current human-impacted flow regime, to the natural one, from different statistics (magnitude index, variability index, flood and drought intensity and frequency indexes)

(Richter et al., 2003, 1998, 1996). The IHA was calculated on a monthly scale (Cakir et al. 2020b). The IHA varies between 0 and 100 with the maximum value meaning that the river flow is not altered. The comparison between IHA and NNB had been lead on 54 subsystems over SUDOE territory.

Table 16: List of variables used in the PCAMix analysis.

Variables	Description	Units
Agr	Percent of the agricultural areas in the subsystem	%
Area_ha	Area of the dominant land use of the subsystem	ha
Area_tot_ha	Area of the subsystem	ha
BA	Wetted area in the subsystem	m ²
Code_swat	Subsystem number	-
Depth	River depth	m
DNIT	Denitrification rate	kg.yr ⁻¹
Drainage_A	Drained area	ha
Elev	Average Elevation of the subsystem	m
ElevMax	Maximal Elevation in the subsystem	m
FLOW_OUT	Streamflow	m ³ .s ⁻¹
For	Percent of the forest an semi-natural areas in the subsystem	%
Length	River length	km
LNO3	Amount of Nitrate in lateral flow in subsystem for the day	kg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹
LULC	Type of the dominant land use in the subsystem	-
N_APP	Average mount of N fertilizer applied in crops in the subsystem	kg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹
NLATQ	Nitrate contributed by subsystems in lateral flow to reach	kg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹
NNB	Nitrate net balance	
NO3_OUT	Nitrate load	kg.yr ⁻¹
NO3GW	Nitrate contributed by subsystems in groundwater flow to reach	kg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹
NO3L	Nitrate leached below the soil profile	kg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹
NR	Annual amount of Nitrate eliminated in the subsystem	kgN.yr ⁻¹
NSURQ	Nitrate contributed by subsystems in surface runoff to reach	kg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹
Percen_LU	Percent of the dominant land use in the subsystem	%
Pop	Population density	hab.km ²
Project	Part of SUDOE territory (Figure 62)	-
Riparian	Percent of riparian area in the subsystem	%
Slope	Average slope of rivers in the subsystem	%
Urb	Percent of the artificial areas in the subsystem	%
Wetl	Percent of the wetland areas in the subsystem	%
Width	River width	m
Wtr	Percent of the water body areas in the subsystem	%

3. Results

1. Comparison between high and low-resolution SWAT models for the Garonne watershed

Figure 65 represents the monthly variations of the streamflow and nitrate loads over 10 years at the 25 monitoring points for both Water body and Subsystem models (Figure 65). The difference between monthly median values of 25 monitoring points over 10 years of Water body and Subsystem models is not significant. In fact, Wilcoxon tests indicate that the streamflow and nitrate mean ranks do not differ with a p-value and W, respectively, equal to 0.28 and 380 for streamflow and 0.19 and 380 for nitrate loads. The difference between observations and simulations are also not significant with p-

values equal to 0.45 and 0.47 for streamflow and 0.1 and 0.42 for nitrate load for respectively the Water body model and the Subsystem model. R^2 between the monthly average values at all the 25 monitoring points between Water body and Subsystem models are equal to 0.99 for streamflow and 0.90 for nitrate load. The Water body model, the higher resolution, has higher streamflow and lower nitrate loads than the Subsystem model, even if this difference is not significant. The 64% of the extreme values correspond to the Water Body model.

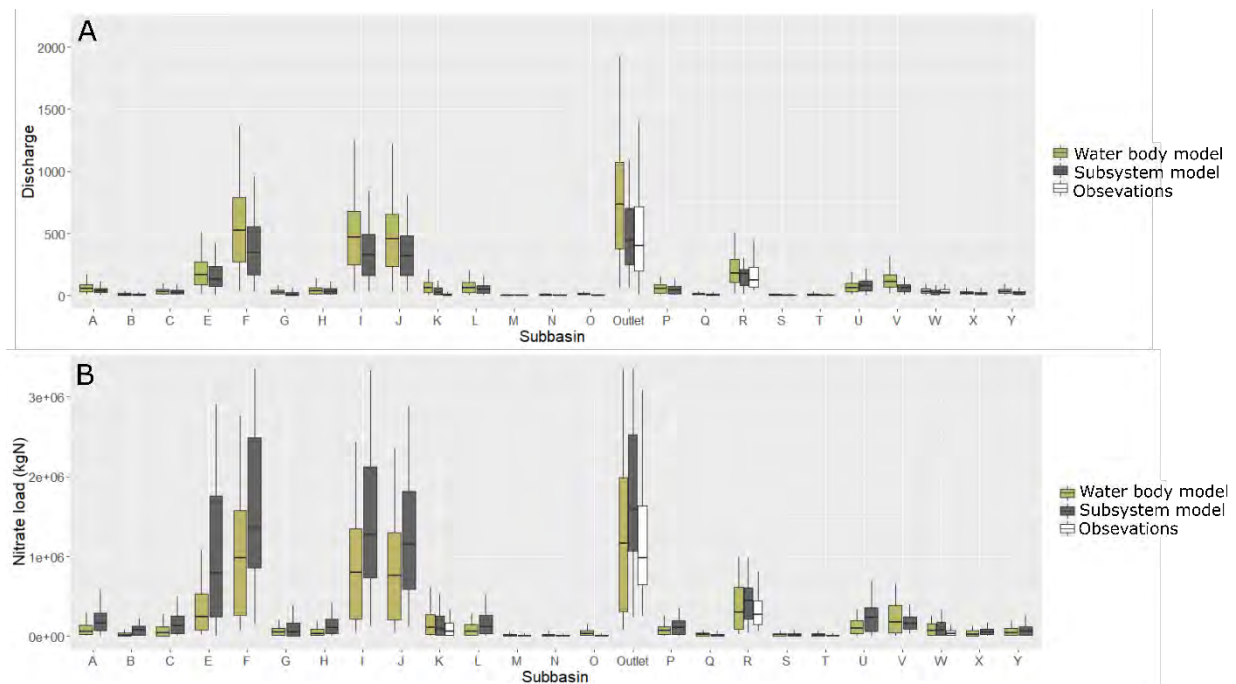


Figure 65: Comparison of (A) monthly streamflow and (B) monthly nitrate load (kg) outputs between Water body (olive, high resolution) and Subsystem (gray, low resolution) models and observations (white) over Garonne watershed at the 25 monitoring points. Letters correspond to the different stations in figure 63.

Figure 66 represents the NNB monthly average over the Garonne Basin in $\text{gN.m}^{-2}.\text{month}^{-1}$. The monthly interannual average simulated NNB by subsystems are not significantly different between both models throughout the year with a p-value equal to 0.47 and an average PBIAS equal to 23%. The Subsystem model, at low resolution underestimated the NNB and thus the total amount of nitrate removed compared to the Water Body model (Figure 66). While $8.5 \text{ gN.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$ is removed yearly on average in the Subsystem model, only $7.4 \text{ gN.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$ is removed yearly in the Water body model. Summer (from June to August) is the season when nitrate is removed the most.

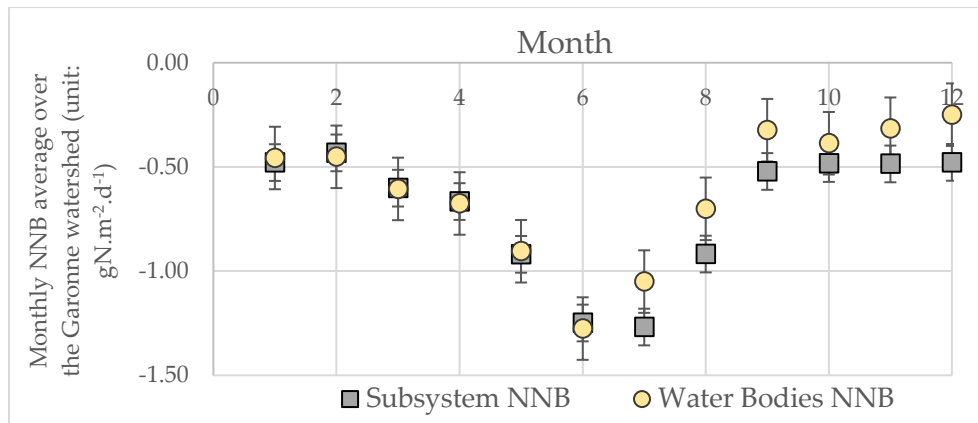


Figure 66: The monthly average of Nitrate Net Balance over the Garonne watershed for Subsystem and Water Body models (unit: $\text{gN.m}^{-2}.\text{month}^{-1}$).

NNB spatial distribution through the Garonne watershed had been compared in Figure 67. The PBIAS values between Water body model (high resolution) and Subsystem model (low-resolution) vary between -62.0% and +49.3% with an average of 27.4%. The Subsystem model under-estimates in upstream small streams in the Pyrenees ad Massif Central chains, but has a good estimation in the rest of the river.

The differences of NNB simulations over the Garonne watershed at monthly timestep between Water Body and Subsystem resolution models are not significant (Student test, $p\text{-value}=0.68$). Considering that streamflow and nitrate loads were validated with the high resolution Water Body model on the Garonne watershed (Cakir et al., 2020a) and with the low resolution Subsystem model (Cakir et al., 2020b), the absence of difference, most part of the year, between the NNB calculated with the two model versions enables us to analyze the spatial and temporal variation of NNB over the entire SUDOE territory.

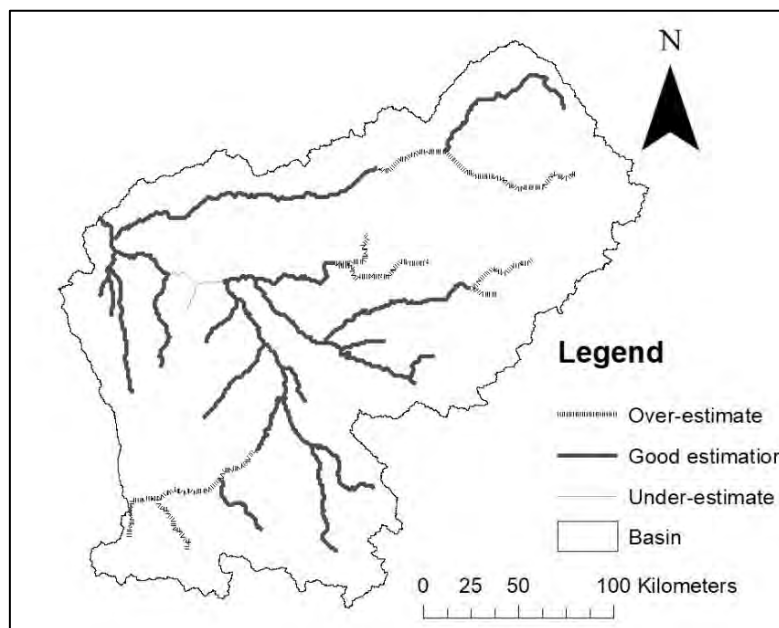


Figure 67: PBIAS performance of Nitrate Net Balance comparison between Water body and Subsystem models over Garonne watershed. The simulation had been performed from 2000 to 2010.

2. Spatial and Seasonal Variations Over SUDOE Territory

Table 17 shows the seasonal variability of rivers' NNB and NNBR in SUDOE territory, and distinguishes the physical and biological processes. NNB values are the highest in summer and spring with -2.8 and -3.5 gN.m⁻².day⁻¹, respectively. Physical processes only cause NR, with the highest values during spring and summer. NNB physical processes are significantly lower in winter than in other seasons whereas NNB variability of biological processes is not significant between winter and other seasons.

NNBR values are maximum during Summer with -631.5 km⁻².day⁻¹, the highest NP and NR rates also occur during Summer with respectively +30.0 km⁻².day⁻¹ and -186,185 km⁻².day⁻¹. NNBR of physical processes occurs mainly during summer (-626.5 km⁻².day⁻¹) and spring (-528.7 km⁻².day⁻¹). Concerning biological processes, NNBR has the highest average during autumn (-8,264 km⁻².day⁻¹) but it is during winter that the maxima and minima of production and removal rates occurred respectively.

The interannual NNB value in each subsystem river calculated between 2000 and 2010 is shown in Figure 68a. Some rivers removed nitrate in more or less efficiency whereas a minority of rivers in SUDOE produced nitrates. Rivers producing nitrates are mainly located in the north of the territory in Occitanie and Cataluña part. The highest NP occurs in the main great streams whereas the highest NR happens in the intermediate streams. Physical processes retain more nitrate at the outlet of major rivers such as Tajo, Garonne and Guadiana (Figure 68c) whereas biological processes produce nitrates in these same locations (Figure 68b). Streams located in the Southern part of the territory retain more nitrate. Intermediate rivers in the north of territory are hot spots of NR for both physical and biological processes which had been already noticed in Cakir et al. (2020b).

Table 17: The monthly mean Nitrate Net Balance (NNB), the maximum Nitrate Production (NP) and the maximum Nitrate Removal (NR) through seasons according to different processes simulated between 2000 and 2010 over SUDOE territory (unit: gN.m⁻².d⁻¹).

	Mean	NP (maximum)	NR (maximum)	Mean	NP (maximum)	NR (maximum)	Mean	NP (maximum)	NR (maximum)
unit: gN.m ⁻² .day ⁻¹	NNB			NNB (physical processes)			NNB (biological processes)		
Autumn	-1.9	27.3	-86.1	-2.1	0.0	-86.1	0.2	27.4	-9.9
Spring	-3.5	54.6	-131.6	-3.7	0.0	-131.6	0.2	55.0	-32.8
Summer	-2.8	43.9	-148.1	-3.2	0.0	-148.1	0.4	44.3	-4.8
Winter	-2.3	28.2	-77.3	-2.4	0.0	-77.3	0.1	28.4	-12.8
unit: km ⁻² .day ⁻¹	NNBR			NNBR (physical processes)			NNBR (biological processes)		
Autumn	-426.5	17.3	-12,414	-418.3	0.0	-12,411	-8,264	19,179	-369,624
Spring	-534.1	7.0	-17,772	-528.7	0.0	-17,772	-5,428	26,976	-216,660
Summer	-631.5	30.0	-18,618	-626.5	0.0	-18,618	-5,002	30,790	-203,614
Winter	-413.0*	4.7	-13,737	-409.6	0.0	-13,736	-3,319	58,963	-113,717

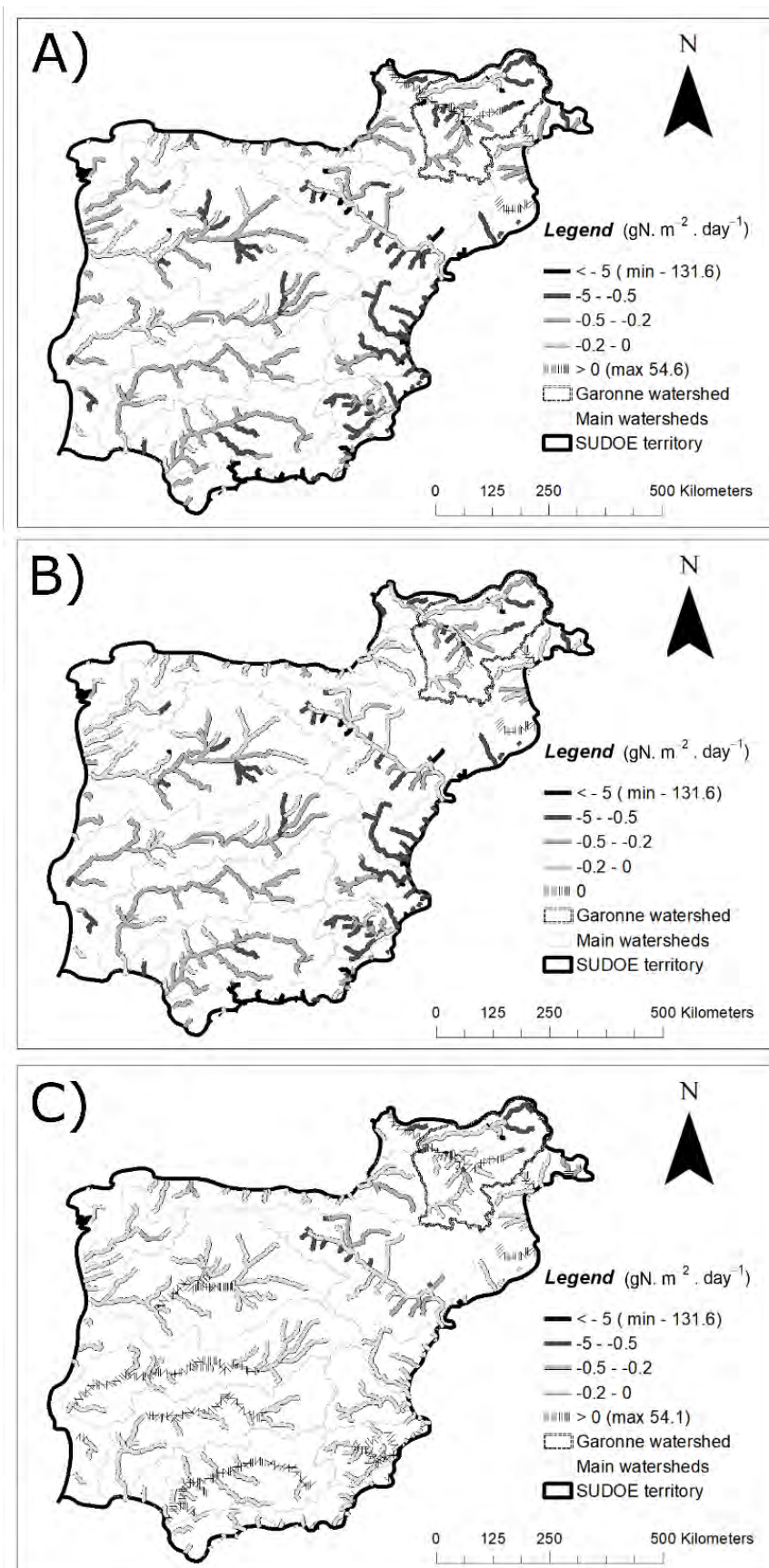


Figure 68: Spatial variation of nitrate net balance considering (A) all processes, (B) physical processes and (C) biological processes over SUDOE.

3. NNB and influencing factors in the SUDOE territory

Several PCAMix had been lead in order to find some correlation between NNB, NR and influencing factors. First, a PCAMix had been set up considering all the variables of table 16. The first five dimensions gathered only 33% of the information. NNB did not influence the first dimension (0.03) and 22% of the NNB is explained on the dimension 3. Dimension 3 also explained at 81% streamflow and at 67% nitrate load. As expected, the streamflow and the nitrate load were directly linked to NNB. However, NNB is not only explained by these two variables. We complete a second analysis without the streamflow, the nitrate loads, and variables contributing less than 10% on the dimension 3 of the first PCAMix. The variables selected for the second PCAMix is in bold in table 16. These second analysis gathered 31% of the information. The first and the third dimensions explained most of the variables. Figure 69 represents the repartition on the first and third dimension of the observation, the levels, the numerical variables and all the variables. The three geographic groups shown in Figure 62 contributed differently on PCAMix axis and be correlated to specific land covers. The East part (E) characterized by almonds, olive, orchard and orange crops, the West part (W) is composed of cotton, rice and intensive cereal cultures and the North part (N) is associated with the land use left including forests, semi-natural areas, urban areas and wetlands. These results look logical considering the SUDOE crop repartition with intensive crops in the South of the territory. The numerical variables graphic (Figure 69) represented a classic PCA. NR seems to be positively correlated with elevation, slope and forest percentage whereas NNB is more linked to agriculture and urban percentage into the subsystems. Finally, it appears that the denitrification rate in soil simulated by SWAT model is linked to the fertilization intensity. The last graphic in figure 69 represents the PCAMix considering all variables, the qualitative and the quantitative ones. Denitrification rate seemed to be related to land use whereas NR and NNB had the same trend and are influenced by the percentages of land use (water bodies, agricultural, forest, urban), slope and elevation. However, the dimensions 1 and 3 gathered only 16% of the datasets information. This study gives first keys to understand the influencing factors in NNB and NR. However, this study encourages further study to continue the research in that way.

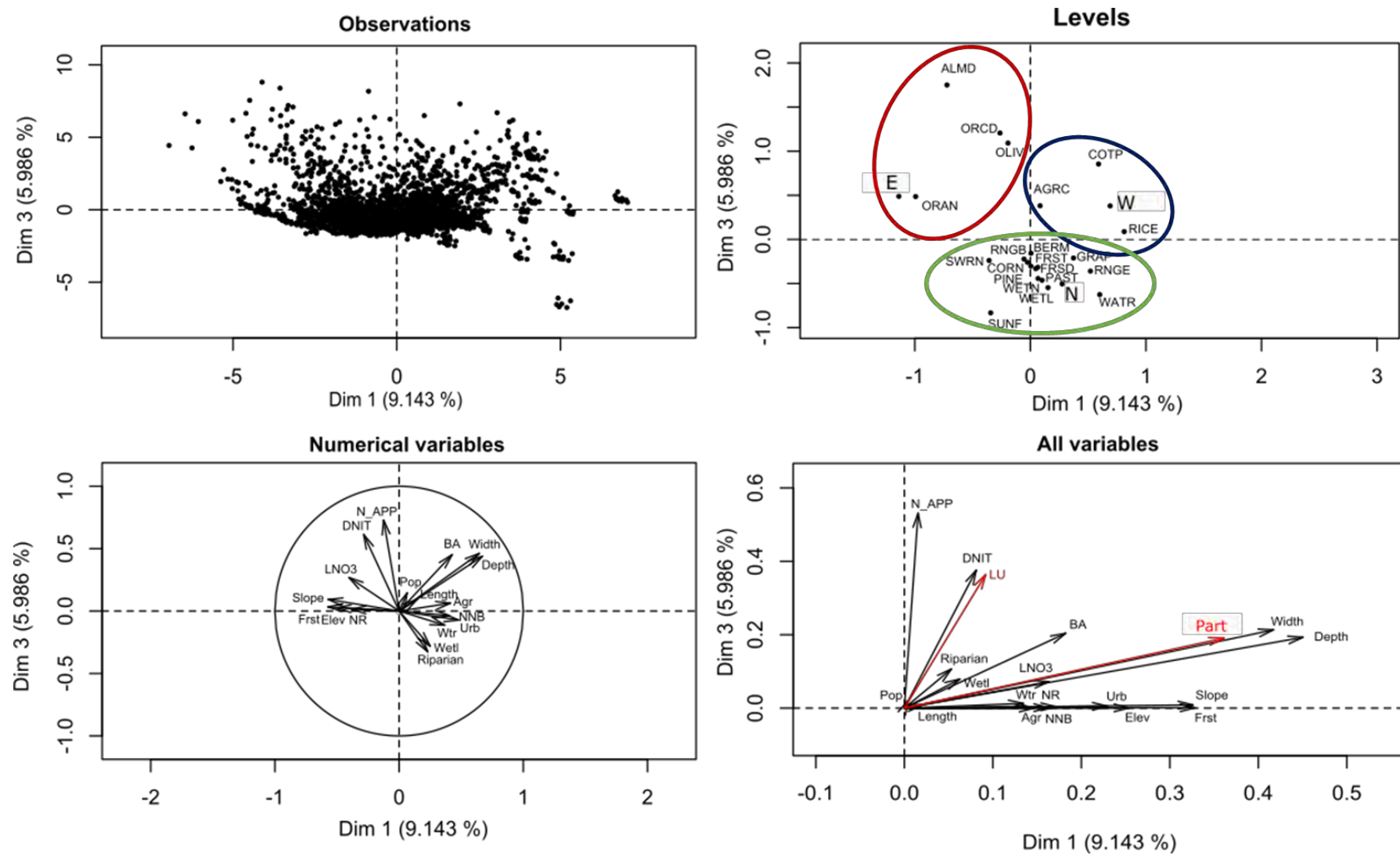


Figure 69: Representation of the PCAmix analysis on the first and third dimensions (16% of the information): the observation (top left), the qualitative variables (top right), the quantitative variables (bottom left) and all variables (bottom right). SUDOE parts: E (East part), W (West part), N (North part) (cf. Figure 62). Land Use (LU): AGRC (intensive crops), ALMD (almonds), BERM (urban), CORN (corn), COTP (cotton), FRSD (deciduous forests), FRST (mixed forest), GRAP (vineyard), OLIV (olives), ORAN (orange), ORCD (orchard), PAST (pasture), PINE (pine forest), RICE (rice); RNGB (Range-Brush); RNGE (Range-Grasses); SUNF (sunflower), SWRN (Arid area), WATR (water), WETL (wetlands).

The cluster analysis was lead on Subsystem model on the NNB in order to create groups. River networks are divided into three groups in each model (Figure 70). Group repartitions characterized by NP for group 1 and NR for group 3 (Figure 70).

For the Subsystem model over SUDOE territory, NNB of groups 1, 2 and 3 are significantly different (p-values <0.005). The decomposition of NNB between biological and physical processes showed that group 3 is characterized by high NR with an average NR of $-4.65 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ for physical processes and $-0.25 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ for biological processes. For biological processes, group 1 is identified as a group that produces nitrate with an average NP of $11.24 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, significantly different than groups 2 and 3. Group 2 and 3 remove nitrate. Group 2 removes nitrate in lower quantities - on average less than $-1.28 \text{ gN.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$ – than group 3 - on average $-24.25 \text{ gN.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$. These differences between groups are significant and are shown in Figure 71-2.

Figure 71 represents the geographical part (Figure 71-1) and spatial group (Figure 71-2) repartition according to NNB values. The Eastern part of the SUDOE territory removes nitrate the most compared to the West part. The Northern part has an important heterogeneity between subsystems. Figure 71 shows the analysis of key factors that are characterized in each stream, such as streamflow, streams length and width, slope and altitude, to find a common tendency between groups and models. Streamflow seems to be the key factor with a significant difference between the groups (Figure 71-3) which confirms the first PCAMix analysis. Group 1 characterized by NP gathered streams with the high streamflow whereas group 3 with the highest removal are distinguished by streams with low discharge. Moreover, group 1 presents the streams recording the highest streamflow that represent the main rivers of the watershed. This study analyzes width (Figure 71-4) and length (Figure 71-5) of the river. It appears that NR is higher for narrower and smaller streams (Group 3) and this difference is significant with the other groups. Flat reaches are gathered in group 1 and sloping reaches in group 3 (Figure 71-6). The slope difference is not significant between group 2 and 3, both group characterized by NR function (Figure 71-6). For elevations (Figure 71-7), group 1 gathers streams with the lowest altitude and slope, group 3 contains the highest and sloping reaches whereas group 2 is the group gathering the highest altitude (Figure 71-7).

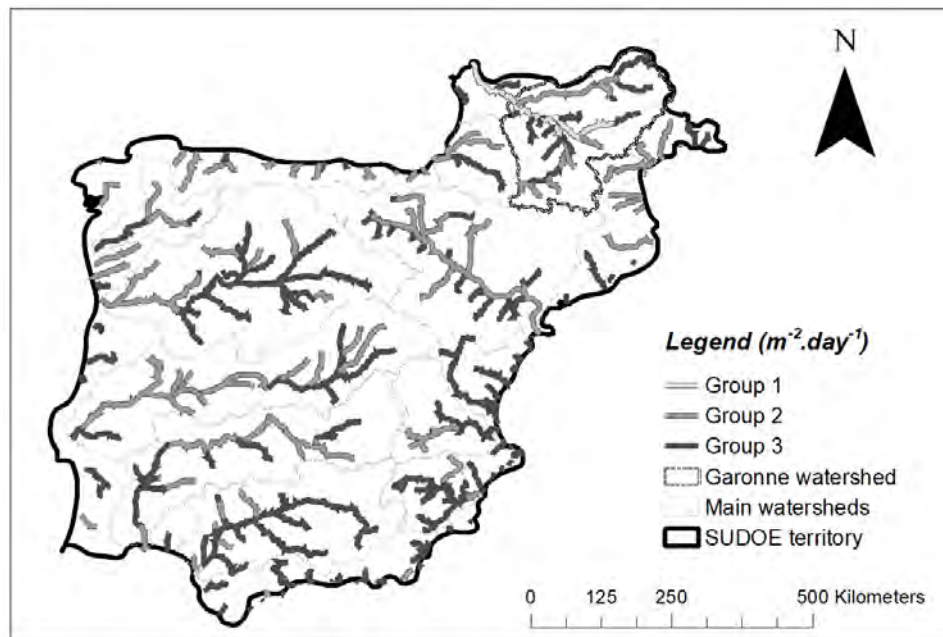


Figure 70: Spatial repartition of three groups defined by NNB value simulated by the Subsystem model over SUDOE territory between 2000 and 2010.

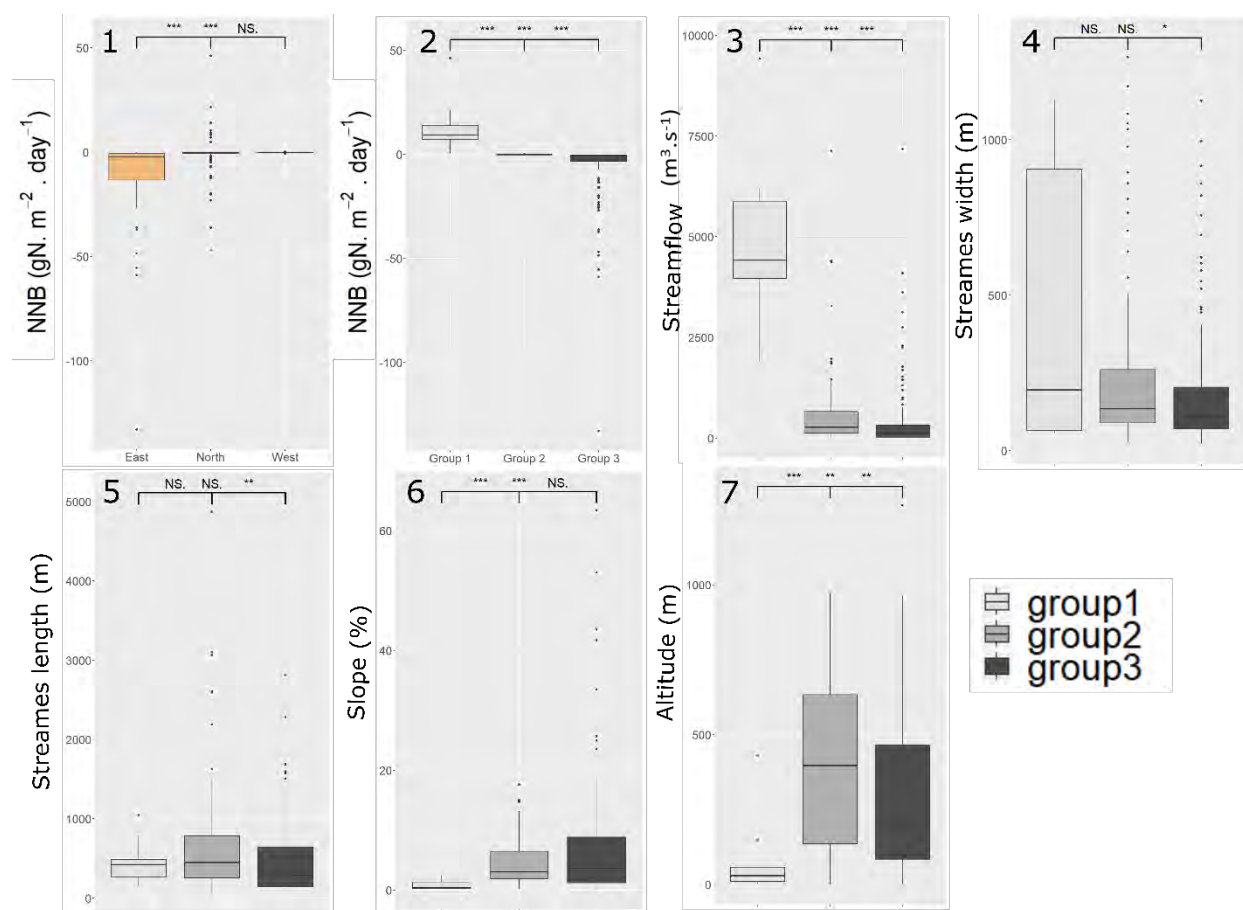


Figure 71: Nitrate net balance (NNB) repartition according to (1) geographical repartition and (2) spatial groups and environmental factors repartition through spatial groups based on Subsystem model: (3) Streamflow, (4) streams width, (5) stream length, (6) slope, and (7) Altitude.

4. Relation IHA and Nitrate Net Balance (NNB)

This study explores the variations of the IHA according to the logarithm of the NNB in average on each subsystem. The 54 subsystems considered are dominated by nitrate removal (NR) with only negative NNB. Figure 72 shows a negative correlation between IHA and the absolute NNB logarithm in 54 subsystems over SUDOE territory. The R^2 of the regression is equal to 0.35 and p-value inferior to 0.005. The direct representation of NNB by the IHA values is not possible but there is a clear tendency between both variables. When the IHA value is decreasing, more nitrate is removed from the stream. The spatial repartition of subsystems over SUDOE territory shows that Eastern part of the territory (Figure 62) has subsystems with the highest NR but the lowest IHA values.

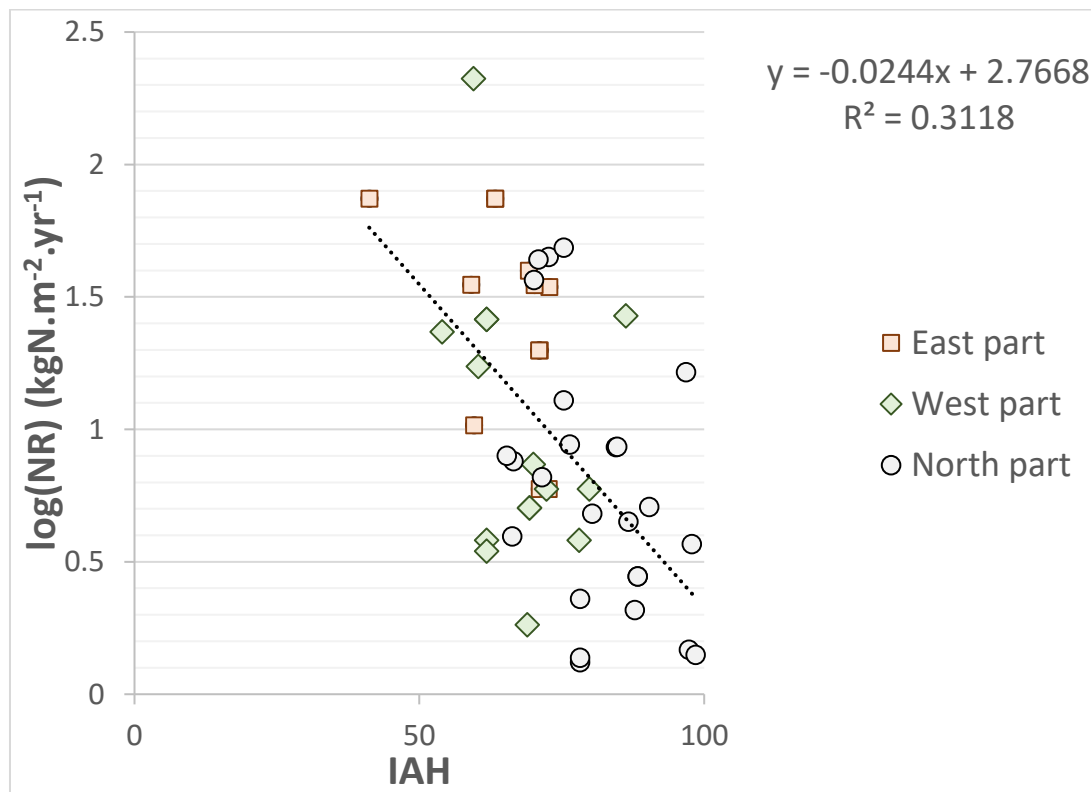


Figure 72: Correlation between IHA (Hydrological Alteration Index) and the logarithm of nitrate removal (unit: $\text{kgN.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$) simulated by the Subsystem model simulated from 2000 to 2010 at subsystems level over SUDOE territory. The subsystems are divided in three geographical parts: East part, West part and North part (Figure 62).

4. Discussions

1. Large scale application: model performances and uncertainties in the NNB simulation

The study shows that model performance measures on simulated streamflow, nitrate loads and NNB almost remain similar to the high and low-resolution models. The results are satisfactory. This study shows that working on NNB at large scale is possible. Just few studies analyzed hydrology, water quality and ecosystem services indicators at large scale (Abbaspour et al., 2015; Grizzetti et al., 2008; Romero et al., 2013). For the first time, this study focused on the quantification of NP and NR in several

watersheds at large scale. The difference between both models are not significant for streamflow and nitrate load even if the extreme values (minima and maxima) are strongest for Water body model. Previous studies found an underestimation of streamflow and an overestimation of nitrate loads in large scale modeling with the SWAT model (Abbaspour et al., 2015; Arnold et al., 1999; Yen et al., 2016) and also with other models (Bormann, 2006). In our study, 61% of the monitoring point are underestimating streamflows during low flow and overestimating it during high flow.

The biggest difference between the extreme outputs of the two models is located in the South of the Garonne watershed in the Pyrenees mountains. We look at some explanations to understand the slight difference between both models. To explain this difference, this study looks at the chlorophyll A concentration that is linked to NR. The Subsystem model overestimates the algae concentration with an average concentration of $17 \mu\text{g. L}^{-1}$ of CHLA compared to $3.4 \mu\text{g.L}^{-1}$ of CHLA simulated in the Water body model and $4 \mu\text{g.L}^{-1}$ observed in the watershed (Ameziane et al., 2003). This overestimation leads to an overestimation of the NNB values for the Subsystem model compared to the Water body one during summer. This study shows that the upscaling of the SWAT model is possible and the Subsystem model outputs are in the same range as the low-resolution model on water bodies scale. The methodology validated on water bodies scale can be applied to Subsystem scale at the entire SUDOE territory.

2. NNB Variation in Time and Space

The analysis of the NNB variation in time and space highlights hot spots and hot moments of both components of NNB: NP and NR. When only the Garonne Basin is considered, this study showed that NR occurs mainly in intermediate reaches of the watershed during summer and spring when the biological processes are the most active, whereas NP occurs mostly during winter when in-stream processes are the least active, and in major rivers, downstream of important cities. A previous study (Cakir et al., 2020a) showed that similar trends of NR and NP of the Water body model at high resolution can be found with the Subsystem model ones at low resolution. When all the territory of SUDOE is considered, the NNB is higher during spring and summer, seasons where the ecological functions are still active (Billen et al., 2005) and in some part of the watershed are the most active (McClain et al., 2003). Considering all SUDOE territory, the hot spots of NR are located to the South and the East of the territory, area characterized by a warmer and dryer climate. A warmer climate is known to activate elimination processes such as denitrification (Shi et al., 2008). The hot spot of NP is located in the main streams more impacted by human activities (Tockner et al., 2009) especially concerning biological processes. The Tajo, the Garonne and the Guadiana basins are known to be highly impacted by human stressors (Dynesius and Nilsson, 1994). The streamflows of South SUDOE rivers are lower due to its specific pedoclimatic condition enhanced through the water withdrawing for human consumption and uses. This phenomenon induces an increase of residence time and an increase of interaction between the

water column and sediment (Zarnetske et al., 2011). NNB processes might be explained by the nutrient spiraling phenomena in the fluvial continuum (Vannote et al., 1980).

3. Influencing Factors for NR and NP for Different Resolutions

Certain river factors such as river hydrogeomorphology and the availability of reaction products (nitrate, carbon, hydrogen) will influence NR function. The hydrogeomorphological factors determine the residence time, depth and exchanges with the hyporheic zone (Dimitri Peyrard et al., 2011), which has a strong impact on the oxygenation of the environment and the kinetics of nitrate removal processes. The present study explores the relationship between these factors and NR for low-resolution using the Subsystem scale. The NR seems to be linked to streamflow, nitrate load, land cover, slope, and elevation. Large streams with low elevation are part of group 1 which produces nitrates. In the same way, Cakir et al. (2020a) showed a correlation between NR, streamflow, nitrate load and streams elevation and a variability of NR according to land cover. On top of that, NR do not occur in long and large rivers.

Some of the environmental factors influencing NR will also influence NP function. NP functions are highly dependent on human stressors such as agriculture and urban effluents. Large cities and intensive agriculture are located downstream of the watershed in flatted sediment-laden zone (Lévêque, 2019). Our study confirms this hypothesis with NP production occurring in large and long river located in area with low elevation, low slope and high discharge which confirmed Chapter 3A results (Cakir et al., 2020a). There is a clear distinction between streames characterized by NR and NP functions. The hypothesis might be that there is a functional and structural gradient along the river network having an influence on NNB functioning. Mountains areas characterized by high elevations and high slope do not support NP and NR functions whereas NR are favoured in intermediate streams and NP in large rivers. These results are similar to the ones found in chapter 3A, which shows the influencing factors do not change with upscaling project.

Land cover seems to be an influencing factor of NR in SUDOE. SUDOE territory, especially in South of Spain and Portugal and particularly in East of Spain – characterized by the highest NR (Figure 71-1), is known to be more impacted by human stressors (Cakir et al., 2020a; Iglesias et al., 2018) and subject to water scarcity due to different pedoclimatic conditions such as oceanic, Mediterranean, mountain climates (Mekonnen and Hoekstra, 2016; Smakhtin et al., 2004). The human-intensive use of water and land resources through agriculture, urbanization, dam regulation, water withdrawals and channelizations, induce water stress in freshwater ecosystems which might have implications on the water quality, biological structure and functioning (Bond et al., 2019; Sabater et al., 2018). SUDOE territory has more diversified and intense human stressors which can have a different response than the ones found in the previous study (Cakir et al., 2020a).

4. The Human Impact on the NR Function Determination

Some environmental factors seem to partly explain the NR simulated at the SUDOE scale. However, the results also showed that a factor integrating human stressors is necessary to evaluate NR functions at large scale since NR is influenced by land cover. This study found a correlation between NR and the IHA, an indicator integrating the level of anthropization. Human activities have a direct impact on these nitrate related ecological functions, particularly during low-water periods (Sabater et al., 2018). Indeed, agriculture, cities, the influence of industries and the management of water resources shape the landscapes and influence the environment including nitrate production and removal (Haag and Kaupenjohann, 2001; Tockner et al., 2002; Wu, 2013). NR variability caused by anthropogenic influence depends also on the soil-climate variability and resource management policies. These variability and policies greatly influence ecological functions and are stronger at large scale (Grizzetti et al., 2017, 2015; Hao et al., 2017).

NR functions are impacted by the availability of nitrogen elements and organic carbon which is essential to activate denitrification processes even if an excess of nitrates can limit denitrification (Mulholland et al., 2009). It could be interesting for further studies to focus on the nutrients range activating NR and on the potential inhibition limit of NR (Dai et al., 2012). The aquatic plant diversity and abundance will have a role in NR by plant and algae uptake (Drummond et al., 2016). Plant diversity and abundance will also be dependent on stakeholder policies (Felipe-Lucia and Comín, 2015; Sutton et al., 2011a; Winiwarter et al., 2011), especially on the restoration of aquatic ecosystems (Meli et al., 2014). Finally, the NR might be explained by environmental factors coupled with anthropization indicators, ecology diversity indicators and nutrient concentrations. This study encourages further studies to focus on the model development to forecast NR functioning.

5. Conclusion

This paper assessed the water regulation functions related to nitrate at large scale, the South-West of Europe, based on the SWAT model. The model based on subsystem scale have good responses on streamflow, nitrate load and ecological function similar to a lower resolution model on water bodies scale which allowed to validate the model at subsystem scale. Hot spots and hot moments of nitrate production and removal in SUDOE territory had been identified. The hot spots of nitrate removal are located in the South of the territory, characterized by a warmer and dryer climate whereas the hot spots of nitrate production are located in the main streams more impacted by human activities. Summer and spring are the seasons where the biological processes are the most active for nitrate production and removal. Finally, this study has also highlighted the existence of environmental and anthropic drivers of nitrate retention, such as streamflow and slope, influencing nitrate removal, or the Index of Hydrologic Alteration. This study ends by the importance of considering other indicators such as anthropic indicators and biodiversity abundance indicators to explain the nitrate removal functions.

Récapitulatif du chapitre 4

Objectifs du chapitre

Partie A

- (a) Modéliser le Sud-Ouest européen (SUDOE) en termes de quantité et de qualité de l'eau à l'échelle des systèmes d'exploitation ;
- (b) Déterminer si un indicateur environnemental peut être utilisé comme un outil d'aide à la calibration ;

Partie B

- (c) Quantifier les NNB des milieux aquatiques et valider cette quantification à l'échelle du SUDOE ;
- (d) Analyser la dynamique spatio-temporelle des NNB à l'échelle du SUDOE ;
- (e) Identifier des facteurs de contrôle de ces variations à l'échelle du SUDOE ;

Partie A - Résultats

Modélisation du Sud-Ouest européen en termes de quantité et de qualité de l'eau

- A l'échelle du SUDOE, la calibration et la validation d'un modèle sont complexes dues à la forte variabilité du territoire, à l'accroissement des incertitudes liées aux données d'entrée et à la qualité de la calibration qui dépend des données de quantité et de qualité disponibles dans l'espace et le temps ;
- La forte anthropisation du territoire SUDOE complexifie la mise en place d'un tel modèle ;
- La calibration et la validation, effectuée à l'échelle des sous-systèmes, donne des résultats satisfaisant avec des R^2 variant de 0.58 à 0.95.

L'Indice d'Altération Hydrologique (IAH) : un outil d'aide à la calibration

- La performance hydrologique est reliée à l'index IAH ;
- Une calibration complexe est nécessaire si l'IAH est inférieur à 80%.

Partie B - Résultats

Quantification des NNB des cours d'eau à l'échelle du territoire SUDOE

- La validation des NNB des cours d'eau se fait en comparant les sorties du modèle à l'échelle des sous-systèmes et les sorties du modèle à l'échelle des masses d'eau (Chapitre 3, validées avec des données *in situ*) ;
- L'estimation des NNB des cours d'eau est réalisable à l'échelle de l'ensemble du territoire du SUDOE avec une discrétisation à l'échelle des systèmes d'exploitation, mais les incertitudes des modèles sont plus importantes qu'à l'échelle de discrétisation des masses d'eau ;
- Les débits, les flux de nitrates et l'estimation des NNB ne sont significativement pas différents entre une modélisation à l'échelle des masses d'eau et celle à l'échelle des systèmes d'exploitation.

Dynamique spatio-temporelle des NNB des cours d'eau à l'échelle du territoire SUDOE

- La fonction NR est plus forte dans le sud de l'Espagne et le Portugal et en particulier au sud de l'Espagne ;
- La fonction NP est plus forte dans les grands cours d'eau fortement impactés par l'homme ;
- La fonction NP est la plus active durant l'été avec un maximum de $54,6 \text{ gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ produits ;
- La fonction NR est la plus active durant le printemps et l'été avec un maximum de $-148,1 \text{ gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ éliminés.

Facteurs influençant les NNB des cours d'eau

- Le débit, la concentration en nitrates, l'altitude, la pente et l'occupation du sol impactent les NNB ;
- Une analyse spatiale sur NNB permet de distinguer trois groupes, les cours d'eau du groupe 1 sont majoritairement situés au nord du territoire tandis que les cours d'eau du groupe 3 sont principalement localisés au sud du territoire ;
- Ces groupes peuvent être associés à un gradient fonctionnel : les cours d'eau de forts débits du groupe 1 situés en aval des bassins versants, caractérisés par des cours d'eau longs et larges tandis que les cours d'eau de faibles débits du groupe 3 sont situés dans les cours d'eau situés à des altitudes et des pentes moyennes.

Conclusion générale du chapitre 4

Ce chapitre a permis la quantification des fonctions écologiques de régulation des nitrates (NEF) à l'échelle du Sud-Ouest européen (SUDOE) au sein de cours d'eau à partir de la modélisation hydroagroenvironnementale SWAT. Les limites et les incertitudes des modèles sont plus grandes à l'échelle des sous-systèmes du SUDOE et de nombreuses données de validation doivent être utilisées pour calibrer et valider des modèles complexes comme les modèles mécanistiques. L'Indice d'Altération Hydrologique (IAH) semble être un outil performant d'aide à la calibration. Une calibration complexe avec de nombreux points de validation doit être mise en place si le cours d'eau est altéré ($IAH < 80\%$). Les fonctions écologiques de régulation des nitrates des cours d'eau varient dans le temps et dans l'espace au niveau du Sud-Ouest européen. L'élimination en nitrates y est plus forte dans le sud du territoire et durant le printemps et l'été avec un maximum de $-148,1 \text{ gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ éliminé tandis que la production en nitrates est importante dans les fleuves et en été avec un maximum de $54,6 \text{ gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ produit. La fonction de production en nitrates est fortement impactée par l'homme. Ce chapitre met en avant des facteurs environnementaux influençant les fonctions écologiques dans les cours d'eau tels que le débit, la concentration en nitrates, la pente et les occupations du sol. Les fonctions écologiques du cours d'eau peuvent être différenciées en trois groupes comme ce fut le cas pour la Garonne. Ces groupes varient spatialement, mais également fonctionnellement. Le groupe 1 est situé dans le Nord du territoire, caractérisés des cours d'eau plus large, un débit plus fort, des pentes plus faibles tandis que les cours d'eau du groupe 3 sont principalement localisés au sud du territoire dans des cours d'eau étroit à faible débit. Les chapitres 3 et 4 se sont concentrés sur l'évaluation des NEF dans les cours d'eau. Or, les NEF interviennent à tous les niveaux du bassin versant des terres avec les NEF terrestres - fonctions ayant lieu dans les sols – aux rivières avec les NEF aquatiques - fonctions agissant au sein des cours d'eau. Nous nous concentrerons alors sur l'évaluation des NEF terrestres dans le chapitre suivant afin de répondre notamment aux questions suivantes : les NEF terrestres et aquatiques sont-elles du même ordre de grandeur ? les NEFs terrestres et aquatiques sont-elles interreliées ? si oui, comment et sous quelles conditions ?

Chapitre 5 : Fonctions écologiques de régulation : des nitrates des terres aux rivières.

« La face entière de la Terre porte aujourd'hui l'empreinte de la puissance de l'homme » (Buffon, 1778)

Introduction au chapitre 5

Les chapitres précédents se sont focalisés sur les fonctions écologiques de régulation des nitrates au sein du cours d'eau. Le présent chapitre se concentre maintenant sur l'ensemble des fonctions écologiques de régulation des nitrates prenant place sur la partie terrestre du bassin versant. L'agriculture apporte en effet d'importantes quantités de nitrates sur le bassin versant qui ruissellent ensuite jusqu'au cours d'eau. D'un autre côté, les forêts, par exemple, recyclent la matière organique et apportent aussi des nitrates naturellement. Il est donc nécessaire d'identifier et de quantifier les fonctions de régulation des nitrates avant que les nitrates n'arrivent au cours d'eau. Sánchez Pérez et al. (2003) ont montré que la concentration en nitrates est, en général, comme dans la plaine de la Garonne, plus importante dans les aquifères que dans le cours d'eau lui-même d'un facteur 10 en moyenne dans ce cas. Les fonctions de régulation des nitrates s'exprimant au sein des versants vont réguler le flux des nitrates vers les eaux de surface, en particulier au sein des zones humides riveraines comme le montrent Bernard-Jannin et al. (2015), Peyrard et al. (2011), Pinay et al. (1995), Rebelo et al. (2017), Sánchez-Pérez et al. (2003), Sauvage et al. (2018) et Sun et al. (2017). En effet, l'assimilation des nitrates par les plantes/arbres et la dénitrification ont lieu au sein des différents paysages d'un bassin versant (Craig et al., 2010; Pinay et al., 1998; Ranalli and Macalady, 2010). La rétention en nitrates est aussi connue pour être la plus importante au sein des zones humides alluviales. Les zones ripariennes sont considérées comme des zones tampons (Ranalli and Macalady, 2010) et de véritables « stations d'épuration naturelles » (Sánchez-Pérez et al., 1991). La structure paysagère d'un bassin versant, incluant la pédologie, la forme du bassin, la connectivité hydraulique, peut donc avoir une influence sur le cycle des nitrates. Cependant, la présence de zones humides n'implique pas forcément une dénitrification efficace. De nombreux facteurs rentrent en jeu dont principalement l'Homme et ses aménagements.

La topographie, la morphologie des cours d'eau, l'occupation et le type de sol sur le bassin versant, et les activités humaines (effets positifs et négatifs) sont de nombreux facteurs influençant la production et l'élimination des nitrates. La combinaison de l'ensemble de ces facteurs environnementaux et anthropiques complique notre compréhension des mécanismes de régulation. Au sein d'un bassin versant, chaque zone est composée d'un paysage propre avec une structure et une dynamique spécifique à tous niveaux de la zone critique (Gaillardet et al., 2018). Dans ce dernier chapitre, j'ai traité ces questions en utilisant des données à l'échelle du territoire des bassins versants et issues de la télédétection pour l'occupation du sol

. Comme pour les cours d'eau (Chapitre 3 et Chapitre 4), une distinction entre les processus de production (NP) et d'élimination des nitrates (NR) a été faite. Une méthode basée sur la pondération de données cartographiques, inspirée des études menées par Junior et al. (2014) et Macary et al. (2013), permet d'attribuer un potentiel producteur et un potentiel consommateur en nitrates en tout point du bassin versant. La superposition des données permet ainsi de renvoyer un potentiel du pouvoir producteur et consommateur en nitrates pour chaque secteur d'un bassin versant. La différence entre les

potentiels NP et NR permet d'obtenir le bilan net des potentiels en nitrates du milieu (NNB). Ce modèle a été appliqué au bassin versant de la Garonne. Ce bassin présente de nombreuses données et est très bien documenté (Pautou et al., 2003; Pinay, 1986; Probst, 1987; Sánchez-Pérez et al., 2003; Steiger et al., 1998; Valette, 2002). Le modèle a donc été appliqué à partir de 2 états (l'état *Actual* et l'état *Natural*) du bassin versant Garonne. Nous avons dans un premier temps considéré le bassin versant Garonne en l'état *Actual* pour déterminer les potentiels des fonctions écologiques sur cette zone à partir notamment de la carte d'occupation du sol 2017 du Cesbio, (Derksen et al., 2020). Cette étape a été réitérée dans un second temps, mais avec des données d'entrée - développées par d'autres organismes scientifiques - correspondant à l'état *Natural* du bassin versant c'est-à-dire sans l'influence de l'Homme à partir notamment de la cartographie de la végétation potentielle (Leguédais et al., 2011) La différence entre ces deux versions nous donne une évaluation du désaccord existant entre les deux versions pour les fonctions NR, NP et NNB. Ce désaccord représente l'influence actuelle de l'impact anthropique sur ces fonctions écologiques liées aux nitrates.

Ce chapitre est donc divisé en trois parties. La première se focalise sur la conceptualisation, la calibration et la validation du modèle ainsi que sur l'analyse des potentiels des fonctions écologiques et des désaccords associés. La seconde partie étudie les relations existantes entre les fonctions écologiques qui se déroulent dans les cours d'eau et ceux qui se déroulent dans les sols du bassin versant de la Garonne. La troisième partie explore la possibilité d'utiliser le modèle développé dans ce chapitre à plus grande échelle, celle du Sud-Ouest européen, et explore les relations existantes entre cours d'eau, versants et indicateurs associés à l'échelle du Sud-Ouest européen.

A. Altération des fonctions écologiques liées aux nitrates par la modification des paysages : l'exemple de la Garonne (France)

La première partie de ce chapitre a été rédigée sous format d'article «Nitrate-related ecological function evolution under landscape changing: the case of the Garonne watershed (France) » par R. Cakir, S. Sauvage, R. Walcker, M. Gerino, E. Rabot, M. Guiresse, J.M. Sánchez-Pérez en vue d'une soumission à Land Use Policy.

Article in preparation

Alteration of Nitrate-related ecological function caused by changing landscapes: a numerical experiment on the Garonne watershed (France)

Roxelane Cakir^{a*}, Sabine Sauvage^a, Romain Walcker^{a*}, Magali Gerino^a, Eva Rabot^a, Maritxu Guïresse^a, José Miguel Sánchez-Pérez^a

^a Laboratoire Écologie Fonctionnelle et Environnement, Université de Toulouse, CNRS, Toulouse.

corresponding author: roxelane.cakir@univ-tlse3.fr & sabine.sauvage@univ-tlse3.fr

Résumé : La pollution des rivières par les nitrates est devenue un problème majeur dans de nombreux pays. Cette pollution est majoritairement due à la fertilisation excessive des cultures agricoles et perturbe le cycle naturel du nitrate. Bien que ce cycle soit connu, l'influence des changements paysagers sur le cycle du nitrate reste peu documentée. Certaines utilisations du sol sont considérées comme productrices de nitrates lorsque l'apport domine l'élimination (par exemple, les espaces agricoles). D'autres sont considérées comme éliminatrices des nitrates (par exemple, les zones humides). Cependant, l'importance de l'organisation spatiale de ces paysages dans l'ensemble d'un bassin hydrographique n'est pas claire. Ce flou s'explique en partie par la difficulté financière et matérielle de multiplier les mesures de flux de nitrates *in situ* sur de grandes surfaces. Cette étude utilise le concept des fonctions écologiques de la régulation des nitrates (NEF pour Nitrate Ecological Function), ainsi qu'une analyse de couches d'informations produites par Système d'information géographique (SIG) afin d'étudier l'influence des paysages dans la régulation des nitrates au sein du bassin versant Garonne (France). En tout point d'un bassin versant, il y a une production en nitrates (NP) et une élimination en nitrates (NR). Le bilan net entre ces deux fonctions écologiques (NNB) peut être neutre (NB, Neutral Balance) lorsque les flux de nitrates s'équilibrent dans l'espace et dans le temps. La NNB peut être également être en déséquilibre lorsque l'élimination des nitrates (NR) ou la production de nitrates (NP) dominant l'une ou l'autre. L'analyse par SIG s'est basée sur deux états (*landscape*) opposés du bassin versant. Le premier état, appelé *Actual* (pour actuel), est défini par un ensemble de 7 variables environnementales. Les couches cartographiques utilisées sont l'occupation des sols, la teneur en matière organique du sol et la présence de zones humides. Le deuxième état, appelé *Natural* (pour naturel), représente un paysage « idéal », non anthropisé. L'état *Natural* est également composé de 7 couches de données, similaires aux couches *Actual*. Un groupe de scientifiques spécialistes en biogéochimie de la zone critique a attribué « à dire d'expert » des potentiels NP et NR pour chaque catégorie des 14 couches utilisées dans cette étude. À partir de la superposition des potentiels NP et NR de ces 14 couches, des cartes des potentiels des fonctions NP, NR, et par différence de NNB ont été obtenues pour chacune des versions *Natural* et *Actual*. Les résultats montrent que pour les deux états, les potentiels NNB sont largement équilibrés (*Actual* = 48% et *Natural* = 67%). Cependant pour l'état *Actual*, les NNB sont dominées par la fonction NP (43%) tandis que l'état *Natural* est dominé par la fonction NR (32%). Nous avons établi

des "cartes de désaccord" entre les deux états afin de fournir une évaluation spatiale des changements dans les potentiels NEF provoqués par l'évolution des paysages due à l'anthropisation du milieu. 67 % de la surface agricole du bassin versant et 60 % de la surface urbaine sont soumis à une perte des NEF indiquant soit une diminution ou une perte du potentiel NR soit un gain du potentiel NP. Une amélioration de la gestion de l'eau ainsi qu'une restauration des milieux naturels permettraient probablement d'améliorer les NEF dans les sols, de diminuer le désaccord NEF du bassin versant et par conséquent de diminuer la pression anthropique s'exerçant sur le bassin versant.

Abstract : Pollution of rivers by nitrate is a major issue in many developed countries, often resulting from inappropriate crop fertilization. Although the nitrate cycle is well acknowledged, the role of changing land use in this cycle at the watershed scale is still ambiguous. Many land use units are considered as net nitrate producers when the intake dominates the uptake (e.g. agricultural areas), or in the opposite, net consumers (e.g. wetlands), but the role of their spatial organization and temporal dynamic together across the watershed is unclear. This gap is partly explained by the financial and material difficulty to densify *in situ* nitrate flux measurements over large areas. Here, we used a Nitrate-related Ecological Functions (NEF) concept, together with an expert-based analysis in a Geographical Information System, to investigate the role of two opposite landscape types in the nitrate regulation across the Garonne river watershed (France). At any point in a watershed, there is nitrate production (NP) and nitrate removal (NR). The nitrate net balance (NNB) between NP and NR function can be neutral (NB, Neutral Balance) when nitrate fluxes balance over space and time. We further assumed that NNB can imbalance when nitrate removal (NR) or nitrate production (NP) dominates each other. The first landscape type, called *Actual*, was obtained using a set of 7 actual environmental variables. It consisted in 7 map layers representing classified land cover types, soil organic matter content and wetlands presence. The second landscape type, called *Natural*, represented a non-anthropized landscape, close from pristine landscape. It consisted in 7 map layers representing classification of same layers as *Actual* landscape but under *Natural* landscape. Potentials in NP and NR for each class in each map layer were rated by a set of experts in this topic according to their scientific knowledge. NP, NR and by difference, NNB maps were obtained, overlaid and compared to provide an evaluation of the potential for each landscape in the nitrate cycling. We found that in both landscapes, NNB were largely balanced (*Actual* = 48% and *Natural* = 67%). But in the *Actual* landscape, NNB were secondly dominated by an imbalance toward NP (43%) and in the *Natural* landscape secondly imbalanced toward NR (32%). We constructed 'maps of disagreement' between both landscapes to provide a spatially explicit assessment of NNB changes caused by changing land cover. We found that respectively 67% of the agricultural areas and 60% of the artificial areas of the watershed had been subjected to a loss of nitrate ecological functions from *Natural* and *Actual* landscapes because of a decrease or a loss of NR potential or an increase of NP potential. Some management practices able to modify these factors may improve ecological functions and diminish the NEF disagreement of the watershed.

1. Introduction

In the 2018 IPBES report (Martín-López et al., 2018), ecological functions are defined as crucial for maintaining ecosystems, biodiversity and ecosystem services. The use of land without caring for the environment has caused a loss of biodiversity and an alteration of many ecological functions. Ecological functions gather the physical, biological and biogeochemical processes occurring in an ecosystem (Goldstein, 2001; Hooper et al., 2005; Jax, 2005; Martín-López et al., 2018).

Nitrate is a chemical compound which supports many ecological functions. Nitrate is a nutrient leached from land to river, commonly used as a proxy of dissolved pollutants coming from human stressors such as agriculture and cities (Cerro et al., 2014; Sánchez Pérez et al., 2003). Nitrate is not toxic in itself but an excessive nitrate concentration can lead to eutrophic conditions in streams, which may degrade the water quality. Nitrate has become an environmental and health issue since the 19th century with the massive use of reactive nitrogen (N) for plant fertilization, leading to nitrate pollution in surface and groundwater (Lévêque, 2019). Nitrate is introduced into ecosystems by two main ways: (1) transformation of N compounds by chemical processes, or (2) direct nitrate inputs. The chemical process of nitrification is the oxidation of ammonia into nitrate thanks to ammonia-oxidizing microorganisms (Powlson, 1993). Nitrate inputs to the environment may originate from natural (i.e., nitrate runoff, acid rain) and anthropogenic sources. In the following, we will consider that there is a nitrate production in the system through either source.

Natural processes contribute to nitrate removal from soil and water column by denitrification and N uptake by plants or algae. Denitrification is the reduction of nitrate into N gas by denitrifying bacteria. Denitrification depends on the anaerobic condition of the soil and the presence of organic carbon and nitrate in the soil. Nitrate naturally exists in soil and water. In the environment and without any anthropogenic impact, nitrate is either produced or consumed so that a sort of “balance” prevents environment pollution. Consequently, nitrate concentration in rivers would not naturally exceed 3 to 5 mg. L⁻¹ (Ratel and Debrieur, 1992). Higher N compounds concentration reflects pollution coming from human activities, especially from agricultural practices and cities’ effluents (Gleizes, 1987). Too high nitrate inputs will produce local pollution leading to ecosystem toxicity whereas the excessive development of plants will lead to the eutrophication of the system, even if plants contribute to N uptake. Moreover, an incomplete denitrification process will produce nitrous oxide, a potent greenhouse gas. The risk of imbalance in the nitrate-related processes is high in urban and intensive agricultural areas whereas lands occupied by forest and permanent grasslands present a smaller risk.

Although N cycling in ecosystems is well known, the quantification of N processes at the watershed scale through different pathways remains overlooked (Grizzetti et al., 2015). It is challenging to quantify the net balance of all processes. Nitrate Net Balance (NNB) represents the net balance of all nitrate-related processes. The NNB can be divided into three categories: nitrate removal (NR), nitrate

production (NP) and neutral balance (NB). Studies that worked on the NR and NP processes are either field-based (Burt et al., 1999), based only on stream processes (Sauvage et al., 2018), or integrated into complex dynamic modeling (Cakir et al., 2020b). Some static studies of the nitrate balance were also conducted but either focused on the nitrate mass balance at the outlet of the watershed (Billen et al., 2011) or targeted only one kind of process (Burt et al., 1999; Revsbech and Sørensen, 1990).

In this study, we aimed at quantifying the landscape NNB potential based on a mapping methodology and expert knowledge to highlight the potential alteration of NNB that results from a changing landscape. Hot spots which are the moment where the NNB are the most active according to Vidon et al. (2010) can be determined. The methodology is based on a multi-criteria analysis comparing actual landscape, called *Actual landscape*, and a potential one without any human stressors, called *Natural landscape*. The *Actual landscape* was based on observed land uses and remaining wetlands and the hypothetical one (*Natural*) without any human impact is based on a “potential vegetation” map. By assessing the potential of self-regulating ecosystem functions in *Natural landscape*, it is possible to determine the maximal Subbasin potential of these NNB services in a non-anthropized watershed. When comparing these ecological function potentials estimated in the *Natural landscape* with the *Actual landscape*, it makes it possible to quantify the potential changes. These changes generated by the difference between these two landscapes (with and without human stressors) are referred to as “NNB potential disagreement” in this study. The mapping of the NNB disagreement should highlight the areas where human activities have an impact on nitrate-related ecological functions and help evaluating the degree of human impact on the landscape.

2. Material and methods

1. Study area

The study area encompasses the hydrographic basin of the Garonne River, an area of approximately 50,000 km² located in the South of France with Toulouse and Bordeaux as the main cities (Figure 73a). This methodology has been tested on the Garonne basin in France where a lot of information is available and previous studies conducted (Biancamaria et al., 2019; Cakir et al., 2020b; Espitalier-Noël et al., 2016). The area is well diversified in terms of pedoclimatic conditions with three specific geographic entities (Figure 73c): the plain downstream of the basin, the Pyrenean Mountains in the South and the Massif Central in the North-East (Tockner et al., 2009). The watershed is located between different climatic zones, with Mediterranean climate conditions in the East of the watershed, a continental type in the South and with an oceanic climate in the North and West (Tockner et al., 2009). The most representative soils are the cambisol (54.4% of the basin area), the leptosol (14.7%), the fluvisol (6.8%) and the luvisol (Revel and Guiesse, 1995). The cambisol is a good agricultural land and is intensively used. The leptosol, a very shallow soil over calcareous material. The fluvisol, located in the major bed of the rivers, is a great economic and agricultural soil and is connected to the groundwater permitting the nitrate leaching. In the eastern limit of the basin, some luvisols were formed. The Garonne

watershed is subjected to intense human activities (Dynesius and Nilsson, 1994) with agricultural practices (60% of the watershed area), water management systems (daily discharges are influenced by 210 dams) and urban impact by 5 million inhabitants causing 3,639 tons of nitrogen municipalities effluents per year (EEA Report, 2018a). The use and occupation of land are essentially conditioned by the basin morphology. The agricultural area is characterized by low-slopes and soils easy to till. In the floodplain, land use is characterized by annual crop practice and urban area whereas the hillsides are occupied by pasture, pine, mixed forest and shrubland (Pautou et al., 2003).

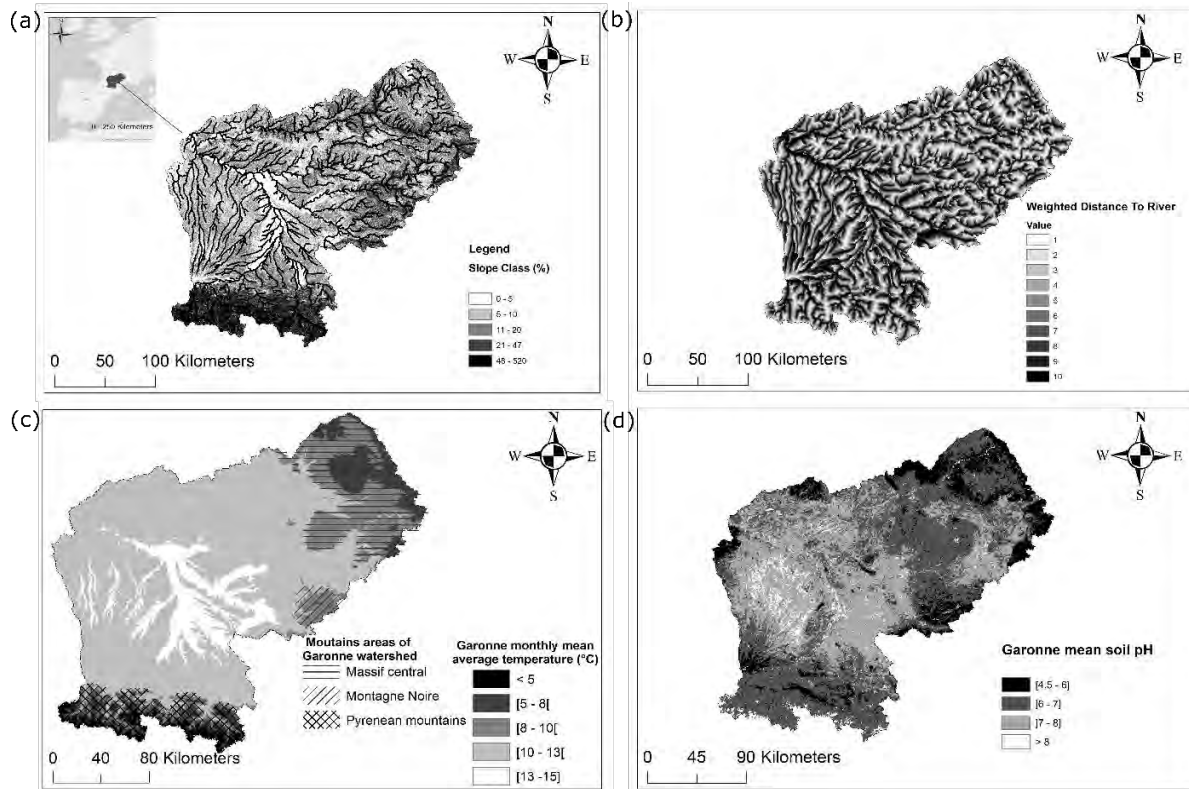


Figure 73: (a) Localization of the Garonne basin, slope map and main streams. (b) Weighted distances to the river classified in ten groups. (c) Average monthly mean temperature and localization of mountains area of Garonne watershed. (d) Average soil pH.

2. Predicted variables (NP & NR)

NNB potential map is investigated using an expert-based spatial multi-criteria analysis in a Geographical Information System (Figure 74). The multi-criteria analysis is known as a spatial decision support system (Malczewski, 2006) and used by several authors (Garfi et al., 2011; Junior et al., 2014; Macary et al., 2013; Pacheco and Sanches Fernandes, 2016). The spatial multi-criteria analysis is applied to two landscapes: (1) an *Actual landscape*, using datasets of the actual situation of the watershed and (2) a *Natural landscape*, integrating an idealized non-anthropized landscape close from pristine landscape. The overlay of the output results of both landscapes creates a disagreement map which indicates a loss or a gain of ecological function potential under human stressors.

The NNB potential is the net balance between NR and NP functions. The predicted variables are NR and NP. In this study, we consider the entire watershed, every process and, all the stressors

coming from anthropogenic or natural sources to understand the potential NR and potential NP of one area. Functions definitions are crucial to determine the input dataset choices.

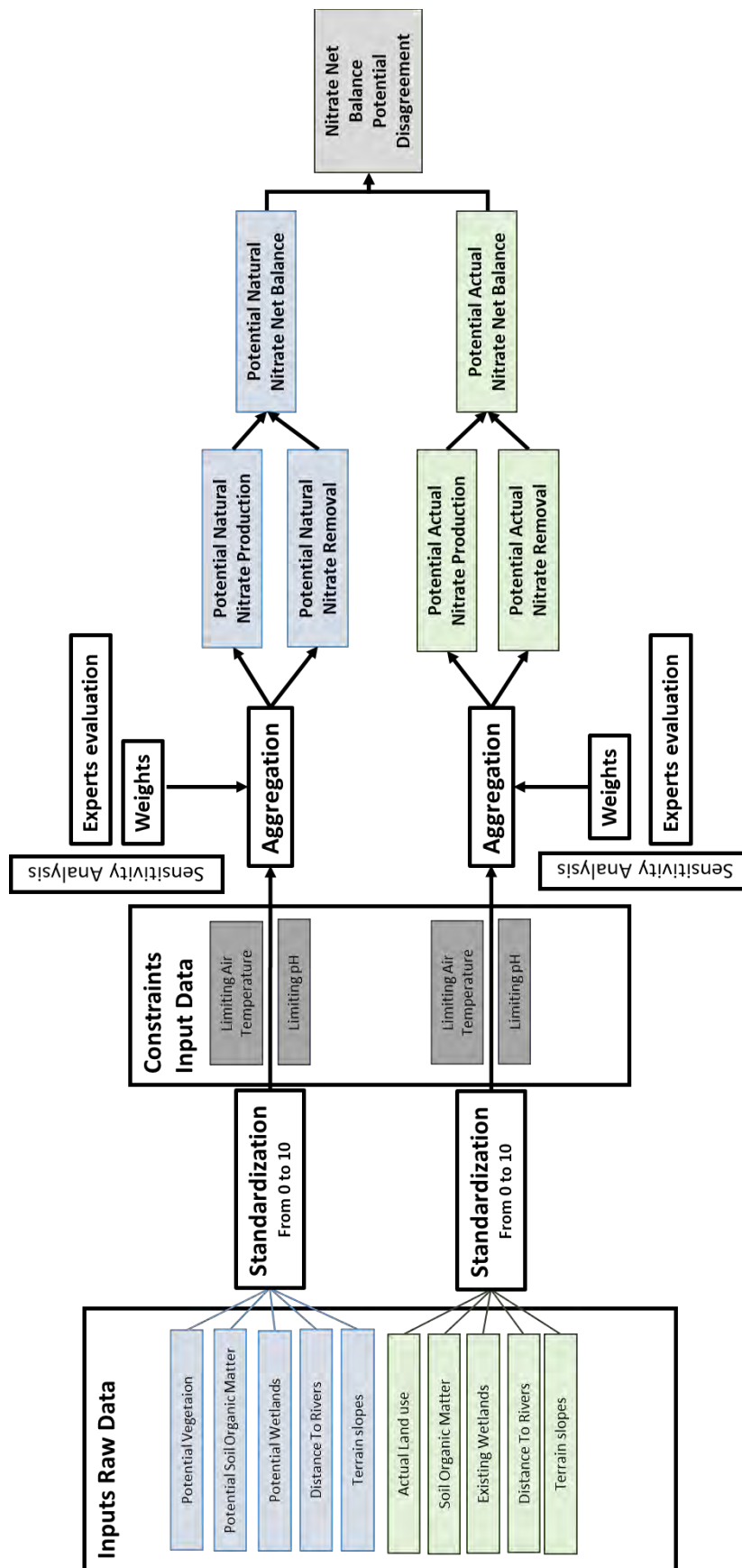


Figure 74: Flowchart illustrating the global methodology of the multi-criteria model used to assess the Nitrate Net Balance (NNB) disagreement map.

3. Predictive variables

Data obtained from several providers were used as predictive variables for the prediction of NP and NR. Some data were used for the *Actual landscape* model and /or the *Natural landscape* model as detailed in table 18.

The land cover is considered because the NR and NP potentials are highly dependent on land cover (Cakir et al., 2020b; Colombo et al., 2015; Groffman et al., 2004; Groffman and Tiedje, 1989; Migliaccio et al., 2007; Vidon et al., 2010). The land cover map usually does not represent wetlands area whereas wetlands are hot spots of nitrogen cycle processes (Anbumozhi et al., 2005; Brinson and Malvárez, 2002; Fisher and Acreman, 2004; Hansen et al., 2018; Hefting et al., 2013; Maltby, 2009; Montreuil et al., 2010). Therefore, we decide to incorporate the presence of the wetlands. The soil organic matter is also integrated into the model as a proxy of the nitrification and denitrification processes given that soil organic matter is one reagent of these processes (Dodla et al., 2008; Khademikia et al., 2013; Sebestyen et al., 2014). The distance to the river is examined as a proxy of the soil humidity on which nitrification, mineralization and denitrification will depend (Hefting et al., 2005; Macary et al., 2013). The terrain slope is used to ponder the nitrate leaching of the soil and the processes kinetics (Cakir et al., 2020b; Caubel, 2001; Macary et al., 2013; Revel and Guiresse, 1995; Tournebize. et al., 2008). High slopes are activating nitrate leaching and limiting the processes because the water transit time in high slope is fast. Finally, this study decides to consider two datasets limiting the nitrate-related processes. Firstly, air temperature is used as a proxy of soil temperature (Stefan and Preud'homme, 1993). Soil temperatures under 5°C or above 40°C limited the nitrogen cycle processes whereas the optimum temperature of nitrogen cycle processes is around 25°C (Piñeiro et al., 2010; Revel and Guiresse, 1995; Ullah et al., 2005; Willems et al., 1997). Secondly, soil pH values inhibit, restrict, or activate the nitrogen cycle processes (Abalos et al., 2019; Stevens et al., 1998).

To generate the *Actual* and *Natural landscapes*, different datasets of soil organic matter content, land cover and wetlands area were used. These datasets were considered to be highly influenced by human stressors. However, landscapes included common inputs such as air temperature, pH, distance to the rivers and topographic data. This study assumed that there is no difference in the air temperature and topography between the *Actual* and *Natural landscapes*. This methodology is illustrated in Figure 74.

In the *Actual landscape* model, we used a land cover gridded map of the year 2017. This map has been produced by the French Center for the Study of the Biosphere from Space (CESBIO) and is freely accessible at <http://osr-cesbio.ups-tlse.fr/~oso/> (Derksen et al., 2020). The pixel has a size at ground of approximately 10 m and is classified into 17 land use classes (Figure 75a). In the *Natural landscape*, we used the geographical database of the « Carte de la Végétation Potentielle de la France » at a scale of 1/1 250 000 (<https://cdn.obs-mip.fr/cartevegetation/Carre-vegetation-potentielle.html>), which is a collaborative work of French National Centre for Scientific Research (CNRS), Paul Sabatier University (UPS), National Polytechnique Institute of Toulouse (INPT), National Institute of

Agronomic Research (INRA), University of Nancy I, University of Aix Marseille, AgroParistech-ENGREF (déclaration d'invention « Base de données » DI 00461-03) (Leguédais et al., 2011). The potential vegetation in the Garonne basin is mainly composed of various deciduous forests (58%), Mixed forests (19%), wetlands (12%) and evergreen forests (11%).

Vector maps of soil organic matter content (Figure 75c) as well as pH (Figure 73d) come from the “Référentiel Régional Pédologique” database at 1:250,000 scale, mapped by several regional producers (Guiesse et al., 2019). This map can be retrieved at <https://www4.obs-mip.fr/rp-midi-pyrenees/>. The average soil organic matter contents and average soil pH values are calculated within the first 30 cm of soil. For the *Actual landscape* model, the soil maps do not cover the entire Garonne basin and an extrapolation of the actual soil-related properties is achieved in the missing area as explained in Appendix B (Figure B1 and Figure B2). Whereas for the *Natural landscape* model, the potential map soil organic matter was set from the *Actual* maps and are defined by GIS analysis and field-observations as described in Appendix B (Figure 75d). Wetland vector maps were produced by the French Water Agency in collaboration with the Forum des Marais Atlantiques (FMA) and were retrieved at the scale 1:50,000. In the *Actual landscape* model, we used a map obtained by field inventories (Figure B3) and analysis of remote sensing data (Figure 75e) whereas in the *Natural landscape* model, a potential wetland map based on the basin and river network morphology was considered (Figure 75f). Wetlands field inventories are fulfilled the wetlands definition provided by the French legislation (Article L211-1, 2006; Article R211-108, 2006) which is not taking into account all wetlands areas defined by the scientific community. More details on the potential wetlands map are provided in Adour-Garonne Water Agency et al. (2011). For both landscape models, the Global Digital Elevation Model V2 was used to derive slope (Figure 73a) and altitude-weighted distance to rivers (Figure 73b). Data were acquired by the governmental U.S. agency, National Aeronautics and Space Administration (NASA, 2011) with a ground pixel size of approximately 90 m. Monthly average of air temperature at ground level from the WorldClim version 2.1 climate data for 1970-2000 were download at <https://www.worldclim.org/data/index.html>. This version was released in January 2020. The data is available at the 30 seconds (~1 km²) spatial resolution. It consisted in 12 layers, one for each month. The annual average of air temperature at ground level had been calculated thanks to Arcgis tools and had been used in this study for both landscape s (Figure 73d).

Table 18: Datasets used in this study to determined potential maps of both Actual and Natural landscapes.

	Data type	Purpose	Owner institution	Website and the prime source
Actual landscape	Land use map ~10m	Assessment of the actual land use and the effect of this land use on the nitrate potential production (NP) /potential removal (NR)	CESBIO, France	http://osr-cesbio.ups-tlse.fr/~oso/
	Soil Organic Matter dataset of the 30cm topsoils	Assessment of one of the reagents of the nitrification and denitrification reactions	CNRS, France	Guirese et al. (2019) https://www4.obs-mip.fr/rrp-midi-pyrenees/
	Actual wetlands of the Adour-Garonne basins	Assessment of the wetlands in the basin where nitrogen cycle processes are more activated	French Water Agencies, France	Adour-Garonne Water Agency et al. (2011)
Natural landscape	Potential vegetation of France	Assessment of the theoretical land use without human stressors	« Base de données » - DI 00461-03	Leguédou et al. (2011), Party et al. (2015), https://cdn.obs-mip.fr/cartevegetation/Carte-vegetation-potentielle.html
	Soil Organic Matter dataset of the 30cm topsoils modified according to the potential vegetation	Assessment of one of the reagents of the nitrification and denitrification reactions	CNRS, France	Guirese et al. (2019) https://www4.obs-mip.fr/rrp-midi-pyrenees/
	Potential wetlands of the Adour-Garonne Basins	Assessment of the potentiality of being wetlands of each area of the watershed according to morphology and river network data	French Water Agencies, France	Adour-Garonne Water Agency et al. (2011); https://www.data.gouv.fr
Data common to both landscapes	Global Digital Elevation Model V2 ~90m	Assessment of the distance to the river and slope range, a proxy of the nitrate leaching and soil humidity	NASA, USA	NASA (2011)
	Air temperature grid of WorldClim dataset ~1 km	Air temperature is used as a proxy of soil temperature which limited or activated the nitrogen cycle processes	Feed The Future, USA	https://www.feedthefuture.gov/ Fick and Hijmans (2017)
	Soil pH	Soil pH can inhibit, restrict or activate the nitrogen cycle processes	CNRS, France	Guirese et al. (2019) https://www4.obs-mip.fr/rrp-midi-pyrenees/

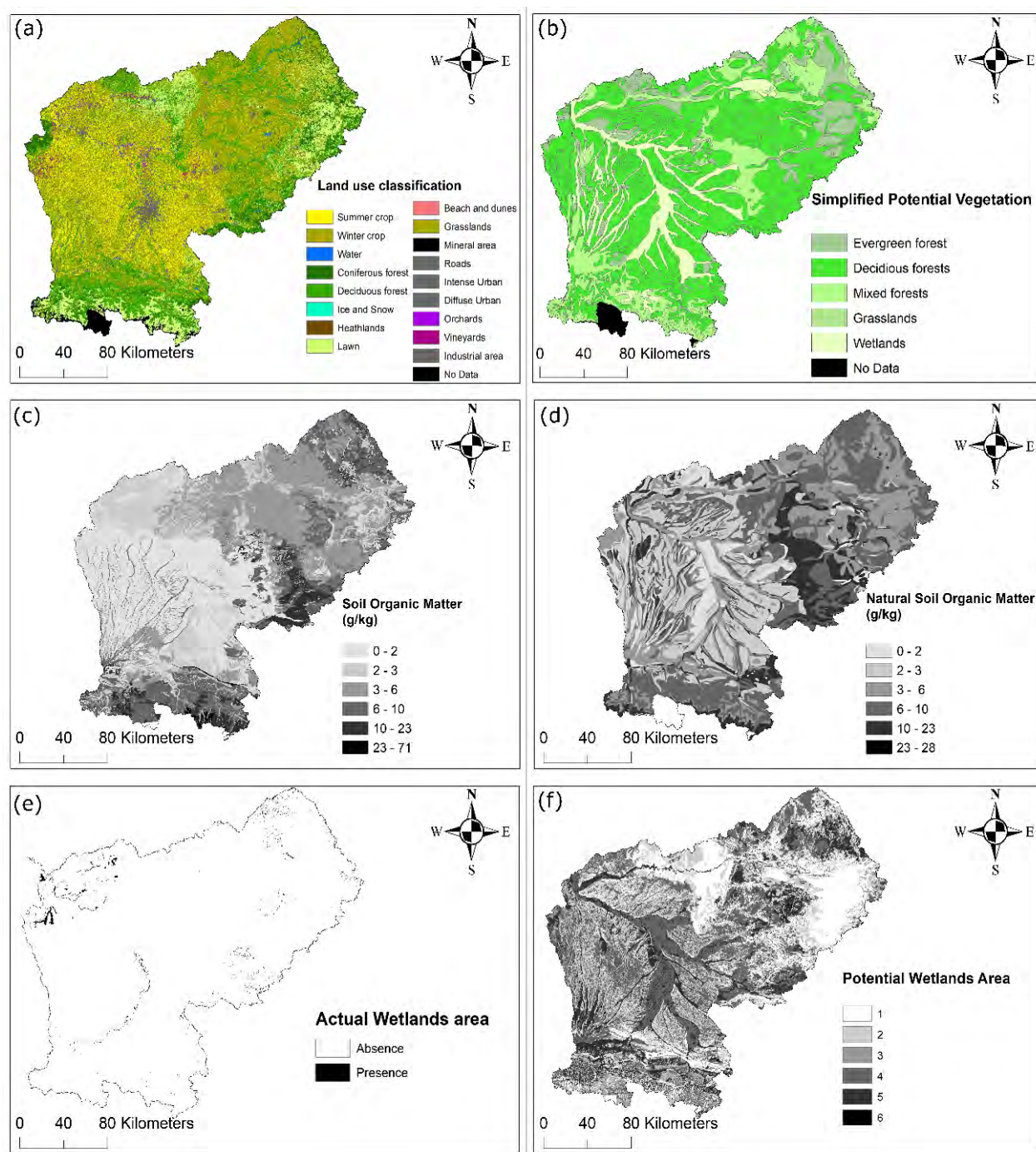


Figure 75: Input data for multi-criteria analysis. (a) Actual Land use map ; (b) Simplified Potential Vegetation under Natural landscape ; (c) Soil Organic Matter in g/kg for Actual landscape; (d) Soil Organic Matter in g/kg for Natural landscape; (e) Actual wetlands ; (f) Potential Wetlands Area.

4. GIS analysis workflow for mapping NNB potential

All predictive variables were converted into gridded layers when needed and values were standardized by reclassification to a common measurement scale of 10 classes of NP potential and 10 other classes of NR potential (Figure 74). Air temperature and pH grids were only used as limiting input data. The reclassification algorithm varied among variables. By instance, values of soil organic matter content, distance to the river and slopes were reclassified into 10 classes using equal effectiveness of *Actual landscape* maps (Table 19). The *Natural* same datasets have been divided into 10 classes using equal effectiveness of *Actual landscape* maps to have equity between both *Actual* and *Natural landscapes* in the potential attribution. This equity is important to be able to compare model outputs of both landscapes. A group of 10 scientific experts in biogeochemistry were asked to rate from 0 to 9 each class of each predictive variable regarding their potential in NP and NR, i.e. 0 meaning “no process occurs” and 9 “the maximal process occurs”. The overall and relative importance of each input data are evaluated by expert knowledge depending on predefined objectives. To each reclassified variable was assigned an equal weight equal to 20%. The values were multiplied by their weight, and the results were added together to create the predictions as:

$$P = \sum_{i=0}^n w * X_i * \prod_{j=1}^k Y_j \quad (\text{Eq. 48})$$

X_i is the score varying from 0 to 9 of the input data i , Y_j is the score of the limiting input data j , w is the weight factor (=20%) fixed, n is the number of input data (5) and k is the number of limiting input data (2). In the end, P values were classified into ten potential classes from very low potential to very high potential.

This methodology permitted to produce two maps for each landscape: a map of the NP potential and a map of the NR potential. The difference between NP potential and NR potential represents the NNB potential as the combination of all the potentials (NP and NR) occurring in the Garonne basin. A positive value means that nitrate is produced in the area whereas a negative value means that the area removes nitrate. A potential equal to zero indicates that the balance is neutral (Nitrate Balance, NB). The NNB potential map is generated for both landscapes: the *Actual* and the *Natural* ones.

Table 19: Scoring rules designed by scientific experts in biogeochemistry for each predictive variable regarding to nitrate production (NP) and nitrate removal (NR) potential for both Actual and Natural landscapes. The score is ranging from 0 to 9, 0 meaning “no process occurs” and 9 “the maximal process occurs”.

Landscape	Input data	Scoring rule	Illustrative diagram	Explanation
Actual	Land use	Attribution of discrete potential score		Forests produce and remove nitrate and so have a net-zero balance of nitrate. Agriculture has a positive balance of nitrate because of the fertilizer applications. Urban area releases and eliminate nitrates thanks to waste water treatment plant, the balance is positive.
	Wetlands	Attribution of discrete potential score: 9 if presence of wetland, 0 if not		Wetlands are nitrate producer and consumer, the balance is negative (more nitrate is eliminated). In no-wetlands area, a same potential of nitrate production is applied.
	Soil Organic Matter	Increasing sigmoid function		Soil with high organic matter content activated nitrate cycle processes including nitrate production and removal. The potential trends are similar for both processes and the net balance is equal to zero. For a certain amount of organic matter there is a platter effect.
Natural	Land use	Attribution of discrete potential score		Forests produce and remove nitrate and so have a net-zero balance of nitrate. In this scenarios, there is no difference in nitrate production-removal potential
	Wetlands	Reclassification of the potential provided in the datasets		The potential of existing wetlands varying from 1 to 6. The class 5 and 6 correspond to wetland presence. Wetlands are nitrate producer and consumer, the balance is negative (more nitrate is removed). In no-wetlands area, a same potential of nitrate production and nitrate removal is applied.
	Soil Organic Matter	Increasing sigmoid function		In natural scenarios, the soil organic matter content will have an effect on the nitrogen cycle processes. Spot with low organic matter content will not permit the nitrogen cycle reaction to reach the denitrification whereas nitrate production reactions will first occur in a spots with low organic matter content.
Common to Actual and Natural conditions	Distance to water courses	Decreasing or Increasing sigmoid		The distance to river is a proxy soil humidity and also a proxy of potential leaching. The nitrate production potential of an area is increasing with river distance with aerobic soil and ripisylve absence. In the opposite, the nitrate removal potential is higher closest to the river with hypothetically a presence of ripisylve and anoxic soil.
	Terrain slope	Increasing sigmoid function		Smooth slopes promote nitrate cycle processes whereas steep slopes avoided processes and encourage leaching.
Limiting input data	Scoring rule	Illustrative diagram	Explanation	
Common to Actual and Natural conditions	pH value	Levels of inhibition and activation of processes		Nitrogen cycle processes are inhibited for a pH inferior to 4 and are activated at the maximum potential for a pH between 7 and 8.6. The nitrate-production will partially be inhibited for pH inferior to 7. A potential of 5 had been arbitrary set up for the rest intervals to represent spots where reactions can occur without any pH level activation.
	Air temperature	Levels of inhibition and activation of processes		Nitrogen cycle processes are inhibited for a temperature inferior to 5°C and superior to 40°C. Nitrate production potential is activated at the maximum potential between 23 and 30°C. Nitrate removal potential is maximal between 23°C and 40°C. A potential of 5 had been arbitrary set up for the rest intervals to represent spots where reactions can occur without any temperature level activation.

5. Mapping Disagreement Between *Actual* And *Natural* Landscapes

Maps of NP and NR potentials were overlaid to obtain a map of Disagreement between both landscapes in order to detect where there was a potential loss of NR and NP potentials between both landscapes due to anthropization. An analysis of NNB functions (NP, NR and NB) repartition by zones had been led. Zones had been built on an overlay of land covers type of both *Actual* and *Natural* landscapes according to table 20.

The NNB potential disagreement map is the deviation of the *Actual* NNB map from the *Natural* NNB map:

$$\text{NNB potential disagreement} = \text{Actual NNB potential} - \text{Natural NNB potential} \quad (\text{Eq. 49})$$

A positive NNB disagreement indicates a gain of Nitrate-related Ecological Functions (NEF) in the *Actual* landscape as compared to *Natural* landscape. There are three possible cases giving a positive NNB disagreement: (1) a decrease of NP from *Natural* to *Actual* landscapes, (2) an increase of NR from *Natural* to *Actual* landscapes, or (3) a gain of function, ie. an area characterized by NP potential (NNB>0) in *Natural* landscape is characterized by a NR or NB potential (NNB≤0) in *Actual* landscape. With the same logical, a negative value demonstrates a loss of NEF from *Natural* to *Actual* landscape and a neutral value indicates no change in NNB potential, meaning that there is no difference in the area between both landscapes. The disagreement is graduated from -9 to +9. The disagreement can be highly positive, slightly positive, null, slightly negative or highly negative.

Usually, the water management decision plan is established at the upper-scale level, such as the entire territory level or the level of the water bodies, called subbasins in this study. The Garonne watershed contains 1,320 subbasins. We proceeded to an aggregation of the NNB maps for both landscapes and the disagreement map at the level of the subbasins. This study distinguished 3 classes for NNB potential: NB, NR and NP. A classification of these three classes has been done from the most frequent to the less frequent in each subbasin. The same classification was made with the NNB disagreement maps with the following classes: no change, gain of NEF and loss of NEF. In the subbasin x , the percentage of surface area occupied by the NNB potential class i is generated from the number of pixels of the class i of the subbasin x , divided by the total number of pixels of the subbasin x . We also calculated the subbasin potential of each class in each subbasin with the following equation:

$$\text{Subbasin potential}_x = \sum_{i=1}^n |\text{Potential}_i| \times \text{Number of pixels}_i \quad (\text{Eq. 50})$$

With x the subbasin number, n the number of potential class considered, Potential_i the potential value i varying from - 9 to + 9, $\text{Number of pixels}_i$ of the potential i in the subbasin x . The calculation of the subbasin potential was done for the three classes: NP (NNB>0), NR (NNB<0) and NB (NNB=0). The exact same work had been led on NNB disagreement potentials. For the loss of NEF, we considered the NNB

disagreement potential value varying from -9 to -1. For the gain of NEF, we considered the NNB disagreement potential value varying from +1 to +9. Finally, for the no-change class equal to 0, we only considered the number of pixels in each subbasin.

Table 20: Zonal repartition considering land covers maps of Actual and Natural landscapes used in results analysis.

Zone	Zone	Descriptions Actual	Description Pristine	Percent Total	Percent For Each Actual Land Use
ZA	ZA_1	Agricultural areas	Decidious forests	37%	63%
	ZA_2	Agricultural areas	Evergreen forest	5%	9%
	ZA_3	Agricultural areas	Grasslands	0%	0%
	ZA_4	Agricultural areas	Mixed forest	8%	14%
	ZA_5	Agricultural areas	Wetlands	9%	15%
ZU	ZU_1	Artificial surfaces	Decidious forests	1%	45%
	ZU_2	Artificial surfaces	Evergreen forest	0%	4%
	ZU_3	Artificial surfaces	Mixed forest	0%	10%
	ZU_4	Artificial surfaces	Wetlands	1%	41%
ZF	ZF_1	Forest and semi natural areas	Decidious forests	18%	52%
	ZF_2	Forest and semi natural areas	Evergreen forest	6%	16%
	ZF_3	Forest and semi natural areas	Grasslands	0%	0%
	ZF_4	Forest and semi natural areas	Mixed forest	10%	27%
	ZF_5	Forest and semi natural areas	Wetlands	1%	4%
ZWa	ZWa_1	Water bodies	Decidious forests	0%	52%
	ZWa_2	Water bodies	Evergreen forest	0%	5%
	ZWa_3	Water bodies	Mixed forest	0%	39%
ZWe	ZWe_1	Wetlands	Wetlands	0%	98%
	ZWe_2	Wetlands	Decidious forests	0%	2%
	ZWe_3	Wetlands	Wetlands	0%	9%

6. Uncertainty assessment

The model response can be more or less sensitive to changes in input data layers weighting (Longley et al., 2005) and need to be submitted to a sensitivity analysis. In the present study, the evaluation of NP or NR potential may be focused on input data weighting because the basins input data are study site-dependent and might vary in different watersheds. The weighting of input data was determined using the Analytic Hierarchy Process (AHP) developed by Saaty (1990) and used in many studies (Siddiqui et al., 1996; Junior et al., 2014; Vaidya and Kumar, 2006). The AHP technique creates a ratio matrix based on pairwise comparisons of input data. The pairwise mode defined the relative importance of each input data for the evaluation of the problem. The importance is quantified using a number between 1/9 (extremely less important) and 9 (extremely more important). The matrix of importance is then normalized and the

eigenvectors are calculated. In each scenario, we increased the importance of one input data by increasing its weight. Considering scientific expertise and literature, we weighted the remaining input data according to the input data maximized. Table 21 shows the specific pairwise comparison and weights. The comparison of model outputs of each landscape allowed understanding the sensitivity of each input data to NNB potential determination. Five contrasted scenarios (Table 21) were considered in the sensitivity of NNB potentials to change in factor weights: (1) Land cover maximization, (2) Soil organic matter content maximization, (3) Wetlands maximization, (4) Distance to river maximization, (5) terrain slope maximization.

To validate the model outputs, this study compared the NP and NR potential with two independent studies which measured the microbiological processes in the alluvial part of the Garonne basin downstream of Toulouse. The first database resulted from the study of Pinay et al. (1995). The samplings (52 in total) were taken each month from October 1990 to November 1991 in two riparian sites of the Garonne River downstream of Toulouse. The first study site is located 2km upstream of the Verdun-sur-Garonne city whereas the second sample site is located near Grenade city. The second database was collected during the ATTENAGUA project from April 2013 to March 2014 on every four seasons. 4 campaigns were achieved under different flow landscapes in the riparian zone of 50 ha located 2km downstream of Verdun-sur-Garonne city, close to the village of Monbequi (Yao et al., 2017b). Inside the riparian zone, three types of land use were sampled: the agricultural area, the riparian forest area and the intermediate area.

3. Results

1. Sensitivity analysis results

To test the sensitivity of NNB potential to input data weight changes, five scenarios have been analyzed and shown in table 21. The sensitivity analysis of the *Actual landscape* shows differences in the response between scenarios of 7%, 9% and 10% for potential classes above 0, potential class equal to 0 and potential classes below 0, respectively. These differences are not significant. Scenario 0 is the scenario where an equal weight had been attribute to each input data. The sensitivity analysis of the *Natural landscape* gives the same trends. In more details, if we consider scenario 3 with the maximization of the weight of wetlands layer, NR potential is increased in wetlands area and decreased in the areas without any wetland. For scenario 5, the weights of the slope layer had been maximized, the weights are respectively equal to 0.53 for terrain slope, 0.25 for distance to the river, 0.13 for soil organic matter content, 0.05 for land use and 0.04 for wetlands existence. For scenario 5, the consistency ratio is equal to 4%. In this scenario, the terrain slope and the distance to the river have the most important weights compared to land use and soil organic matter content, which leads to a more pronounced delineation of the water networks. Therefore, the surface covered by NB potential is low in the Scenario 5 and mainly occupied by stronger NP or NR in particularly closer to the river.

Table 21: Results of input data weighting by the analytic hierarchy process (Saaty, 1990) for five scenarios of input data for the Actual landscape.

	Land use and occupations	Soil organic matter content	Wetlands existence	Distance to the river	Terrain slope	Weight
Scenario 0 - Equal weights						
Land use and occupations	1	1	1	1	1	0.2
Soil organic matter content	1	1	1	1	1	0.2
Wetlands existence	1	1	1	1	1	0.2
Distance to the river	1	1	1	1	1	0.2
Terrain slope	1	1	1	1	1	0.2
Scenario 1 - Maximize the importance of "Land use and occupations"						
Land use and occupations	1	5	5	5	3	0.47
Soil organic matter content	0.2	1	0.3	0.3	1	0.08
Wetlands existence	0.2	3	1	0.3	0.3	0.1
Distance to the river	0.2	3	3	1	0.3	0.15
Terrain slope	0.3	1	3	3	1	0.2
Scenario 2 - Maximize the importance of "Soil organic matter content "						
Land use and occupations	1	1	0.3	3	3	0.23
Soil organic matter content	1	1	3	5	5	0.4
Wetlands existence	3	0.3	1	3	0.3	0.22
Distance to the river	0.3	0.2	0.3	1	1	0.07
Terrain slope	0.3	0.2	0.3	1	1	0.07
Scenario 3 - Maximize the importance of "Wetlands"						
Land use and occupations	1	3	0.2	3	1	0.18
Soil organic matter content	0.3	1	0.2	3	1	0.12
Wetlands existence	5	5	1	5	3	0.49
Distance to the river	0.3	0.3	0.2	1	0.3	0.06
Terrain slope	1	1	0.3	3	1	0.15
Scenario 4 - Maximize the importance of "Distance to the river"						
Land use and occupations	1	0.3	0.3	0.3	3	0.14
Soil organic matter content	3	1	3	0.2	3	0.12
Wetlands existence	3	0.3	1	0.2	3	0.19
Distance to the river	3	5	5	1	5	0.02
Terrain slope	0.3	0.3	0.3	0.2	1	0.53
Scenario 5 - Maximize the importance of "Terrain slope"						
Land use and occupations	1	3	0.3	1	0.2	0.05
Soil organic matter content	0.3	1	3	3	0.3	0.13
Wetlands existence	3	0.3	1	3	0.2	0.04
Distance to the river	1	0.3	0.3	1	0.2	0.25
Terrain slope	5	3	5	5	1	0.53

2. NNB potential maps

Concerning NP potential for both landscapes, the production of nitrate (Figures 76-1a and 76-2a) was limited by soil temperature, therefore, the model considered that there was no influence in the high altitudes of the Pyrenean mountains (representing 4.1% of the basin area in the *Actual landscape* and 2.7%

of the basin area in the *Natural landscape*). For both landscapes, the NP potential was higher in floodplains and near rivers and the NP potential decreased in the upland parts of the watershed because of the topography. The frequency distribution of the NP potential for both landscapes followed a standard normal distribution. The most frequent NP potential for the *Actual landscape* is class +4 with 38.1% of the basin area, whereas class +3 is the most frequent one in the *Natural landscape* with 64.9% of the basin area (Figure 76c). 43.3% of the basin area shows the same NP potential in both landscapes, whereas 42.5% of the Garonne area has a higher NP potential in the *Actual landscape*, meaning that there is a gain of NP potential going from *Actual* to *Natural landscapes*.

The NR potential is also restricted by soil temperature in the Pyrenees and cities. As for NP potential, the floodplains and the river systems are characterized by a high NR potential for both landscapes (Figures 76-1b and 76-2b). NR potential values for both landscapes follows a standard normal distribution with a maximum of NR potential of -3 representing 57.5% and 46.5% of the basin area for *Actual* and *Natural landscapes*, respectively. Inland, near the river, under *Natural landscape*, NR potential is higher than the NR potential in the *Actual landscape*: there is a loss of NR going from *Actual* to *Natural landscapes*. The North-East and the East part of the watershed in the Massif Central and the Montagne Noire are characterized by a high loss of NR in the *Natural landscape*. Figure 76-3b shows the disagreement in NR potential between the *Actual* and *Natural landscapes*. This figure shows that 46.3% of the basin area consume more nitrate in the *Natural landscape* whereas there is no change for 42.4% of the basin area between both landscapes and 11.4% of the basin area consume more nitrate in the *Actual landscape* (Figure 76-3b). In this latter case, when the NR potential is higher in the *Actual landscape*, the NR potential difference is usually low, with a difference of -1 for 90% of the area under consideration. These areas are characterized by a high distance to the river, high slope, low wetlands potential and low soil organic matter content. According to Figure 76-3b, the gain of NR happens mostly in the alluvial part of the basin.

The difference between NP and NR potentials gives the potential of the Nitrate Net Balance (NNB) (Figure 76-1c for *Actual landscape* and Figure 76-2c for *Natural landscape*). NNB values follows a standard normal distribution for both landscapes with the same standard deviations and means.

For the *Natural landscape*, NB, the balance between NP and NR, showed that more than half of the watershed exhibited an equilibrium in regulating nitrates. Indeed, 66.9% of the area was rated as NNB = 0 whereas only 1.1% of the basin area is characterized by NP. Moreover, 87% of the *Natural* NP = +1, which is a low NP potential (NP varying between +1 and +9). The remaining area (32.1%) has a negative NNB meaning a NR activated by the self-purification service of the landscape and 83% of this negative NNB has a potential equal to -1. The *Natural* negative NNB (Figure 76-2c), indicating a NR, is located mainly along rivers (short distance to the river), in wetlands and mountains. For the *Actual landscape* (Figure 76-1c),

48.5% of the area has a NB, 8.9% has a negative NNB balance or a NR, principally along rivers (short distance to the river), and 42.7% has a positive NNB or a NP, mainly located in the agricultural areas.

To summarize, hot spots and low spots can be distinguished in the Garonne watershed. Riparian (streamside) areas and alluvial plains are the main hot spots of NP and NR potentials for both landscapes. Low spots are also identified but they are different according to the function and the landscape under consideration. NP potential in the *Actual landscape* is low in Cambisols and areas covered by lawn. NP potential in the *Natural landscape* is low in areas with low soil organic carbon content (lower than 2%). NR potential in the *Actual* and *Natural landscapes* is low in steep areas. The NNB maps give an idea of the net balance between NP and NR potentials. For the *Actual landscape*, the main net balance for NNB is production: hot spots of NP are located in agricultural areas whereas hot spots of NR are located along the rivers and near the cities. For the *Natural landscape*, the main net balance for NNB is NR: hot spots of NP do not exist whereas hot spots of NR are located along the rivers and in the mountains. For both scenarios, the most common potential is equal to -1 for NR, to +1 for NP and, to 0 for NB.

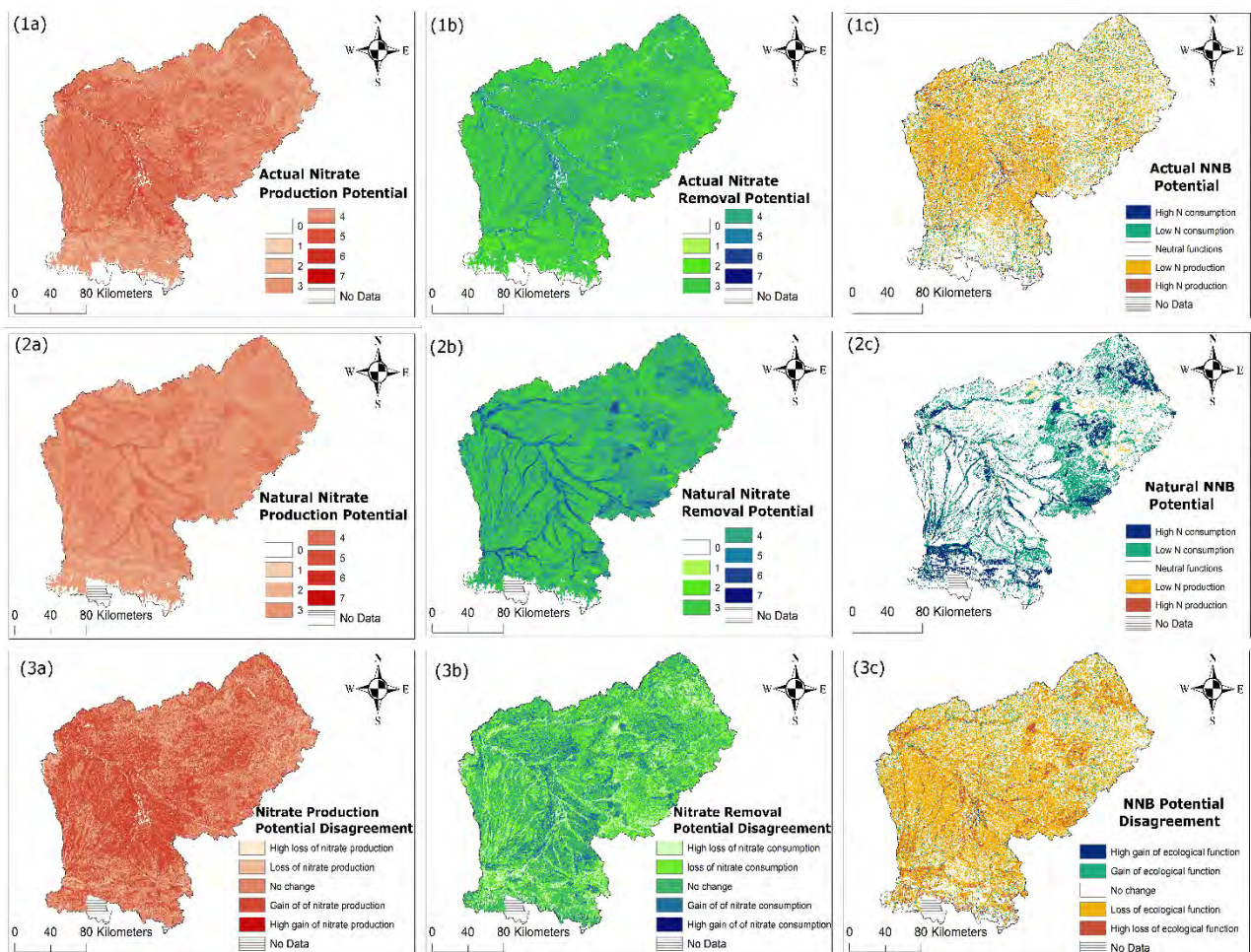


Figure 76: Disagreement maps (3x) in the Garonne basin between Actual (1x) and Natural landscapes (2x) for (a) Nitrate potential removal (NR); (b) Nitrate potential production (NP); (c) Nitrate Net Balance potential (NNB).

3. Nitrate Net Balance (NNB) disagreement

Figure 76-3abc depicts the disagreement maps of NP, NR and NNB potentials. In Figure 76-3a, 56.7% of the watershed shows a disagreement for NP potential between *Natural* and *Actual landscapes*, including 42.5% of the area that are submitted to an increase of NP going from *Natural* to *Actual landscapes*. In the same way, Figure 76-3b shows that 57.6% of the watershed is in disagreement for NR and 46.3% of the area has potentially a loss of NR going from *Natural* to *Actual landscapes*. Finally, 66.8% of the basin area is submitted to a disagreement concerning NNB. The NNB potential disagreement is the difference between NNB in *Natural* and in *Actual landscapes* (Eq. 48). The disagreement varies from -9 to +9. A NNB potential disagreement above 0 indicates that the NNB potential of the *Actual landscape* is higher than the NNB potential of the *Natural landscape*. In such case, there is an amplification of the nitrate-related ecological functions (NEF), leading to a reduction of nitrate concentration for the *Actual landscape*. In other words, there is a “gain” of NEF from *Natural* to *Actual landscapes*. Three types of explanations can be listed: (1) a decrease of NP, (2) an increase of NR or (3) a gain of function (NP area became NR area). The area characterized by a gain of NEF is limited (6.4% of the basin area) and is located mostly in the Pyrenean mountain and urban areas. Conversely, a disagreement below 0 indicates that the NNB potential of the *Actual landscape* is lower than the NNB potential of the *Natural landscape*. It shows a loss of NEF potential between *Natural* and *Actual landscapes*. Some losses of NEF can be found near river networks, in agricultural areas and in lands having lost their natural area, especially wetlands and forests (such as in the Massif Central). Areas without any change in NNB potential, representing 33.2 % of the basin area, are mostly located upland of the basin in the mountainous area where urban land uses are limited.

4. Validation of disagreement maps

To validate the model, we used previous studies performed in the Garonne basin and compared our NR potential with the annual rates of soil microbiological processes. Denitrification rate is chosen because it is one of the most important NR processes with plant uptake. Yao et al. (2017) studied the Monbéli alluvial area, where three types of land uses were sampled (agriculture, riparian forest, intermediate). In the agricultural site, the annual average denitrification rate was equal to $0.17 \mu\text{gN-N}_2\text{O}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{gOM}^{-1}$ whereas, in the riparian forest area, the average rate was equal to $0.75 \mu\text{gN-N}_2\text{O}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{gOM}^{-1}$. In the agricultural area, our study simulated a NR potential of -3, +5 for NP and +2 for NNB whereas in the riparian forest the outputs were equal to -4 for NR, +3 for NP and -1 for NNB. In our study, NR is higher in the forest area which is supported by Yao et al. (2017) findings. Our model indicates that, in the riparian forest area, there is potentially a higher nitrate removal, confirmed by Yao et al. (2017) results.

The study of Pinay et al. (1995) showed the nitrate related processes of two sites of a riparian forest. The Verdun-sur-Garonne site has a higher rate for all processes: denitrification, mineralization and plant uptake are higher than in the Grenade site. The study concludes that the Verdun-sur-Garonne site has a self-purification potential higher than the Grenade site. The Verdun-sur-Garonne site retains more than 50% of the area N input whereas the Grenade site retains only 20% (Pinay et al. 1995). The output of our model

gives the same trend. The NR potential of Verdun-sur-Garonne (5) is higher than the Grenade's one (4), while the NP potential is higher in the Grenade area (4) than in Verdun-sur-Garonne (3). To conclude, the NNB potential of the Verdun-sur-Garonne riparian zone is equal to 2 whereas the Grenade area has a neutral balance (NB) of NNB potential. The study of Pinay et al. (1995) corroborates these findings. The comparison of our results with the study of Pinay et al. (1995) showed that our model can properly assess the NR, NP and NNB potential, even if very simple environmental factors are taken into account, such as land cover (riparian forest), distance to the river (near the river) and slope (under 0.1%) as it is the case in the study of Pinay et al. (1995).

5. Factors affecting NNB potential and NNB disagreement

We compared the NNB potentials of both landscapes with the five input data used to build these maps (Figure 76): slopes, wetlands, soil organic matter content, land use and distance to the river. Table 22 summarizes, for both landscapes, the percentage of each zone over Garonne watershed and the percentages of NR, NP and NB in each zone (Table 20). Zones had been defined previously in table 20. For *Actual landscape*, Wetlands (ZWe) are the most prevalent zone of NR (37%), NB occurred mostly in Forests and semi natural areas (ZF, 24%) and NP are appearing mostly in Agricultural areas (22%). The dominant zone for NR, NB and NP for *Natural landscape* – considering the same zonal repartition – is slightly changing. NR, NB and NP functions are prominent respectively in ZWe, ZA and ZF zones. When we look at the percentage by zones, for the *Actual landscape*, the percentages by zones are homogenous particularly for NB and NP where the percentages vary only between 15% and 24%. NR is more disparate mostly dominated by wetland presence (ZWe, 37%) which is in conform with previous studies claiming the benefit of wetlands area in NR functions (Hansen et al., 2018; Montreuil et al., 2010; Sánchez-Pérez et al., 1991). For *Natural landscape*, the NR function is also homogeneous over zones with percentage varying between 14% (ZA and ZF) and 29% (ZWe). The differences in NP and NR functions between zones are patchier in *Natural landscape*. ZWE mostly dominated by wetlands do not present any NP function (0%) and low NB function (8%) whereas ZA and ZF are the most present zones in these functions with restively 29% and 28% for NB and 34% and 35% for NP.

For *Actual* NNB potentials, NR is stronger in wetlands (ZWe, 46%) compared to the other land uses. NP occurs mainly in agricultural areas (ZA, 51%), artificial areas (ZU, 49%) and water bodies (ZWa, 45%). NP is also dominant in areas with low slopes (59.8% for slopes under 9.6%) and low soil organic matter content (75.4% for soil with an organic matter content lower than 2%). However, NP has a stronger potential for land with an organic matter content higher than 5% (39% of the total have a potential superior to +2) whereas NP areas with low organic matter content (lower than 2%) have 98% of this surface that have a potential equal to +1 or +2.

For the *Natural* NNB potentials, 94% of the wetlands (ZWe) lead to NR, 6% to NB and 0% to NP. The slopes do not appear to affect NNB. NR increases with distance from the river: 13% of the area closest

to the river shows NR potential whereas 7% for the farthest class from the river shows NR. In the *Natural landscape*, 58% of the area with high soil organic matter content is characterized by NR potential. Most of the potential vegetation classes are dominated by a NB function higher than 60%, except the beech forest and the calcicolous mixed forest which are characterized mainly by NR for 62.4% and 47.4%, respectively.

Table 22: Percentage occupied by each zones (Table 20) and percentage of ecological function (NR, NB and NP) for Actual and Natural landscapes with NR: Nitrate Removal, NB: Neutral Balance and NP: Nitrate Production. The zonal repartition had been determined by overlay Actual and Natural land covers (Table 20). The dominant land covers of Actual landscape for each zone are Agricultural areas for ZA, Artificial areas for ZU, Forests and semi-natural areas for ZF, Water Bodies for ZWa and Wetlands for ZWe.

	Percentage by zones			Percentage by Ecological Function		
	NR	NB	NP	NR	NB	NP
Actual landscape						
ZA	13%	20%	22%	9%	40%	51%
ZU	13%	21%	21%	10%	41%	49%
ZF	17%	24%	16%	12%	49%	39%
ZWa	19%	20%	20%	16%	39%	45%
ZWe	37%	15%	20%	46%	23%	31%
Natural landscape						
ZA	14%	29%	34%	49%	38%	13%
ZU	20%	20%	20%	72%	22%	6%
ZF	14%	28%	35%	51%	34%	15%
ZWa	23%	16%	11%	80%	15%	5%
ZWe	29%	8%	0%	94%	6%	0%

Some relations between *Actual* input data and NNB disagreement can also be analyzed. The loss of NEF increases when the slope is lowering, the distance to the river increases, or when the area is characterized by the development of agriculture. The first slope quartile has 68.6% of its surface characterized by NP, whereas the percentage of NP is 57.8% for the fourth slope quartile. The loss of NEF is important in agricultural and artificial surfaces with respectively 67% and 60% of the total surface of the respective land use. The intensity of the NEF lost is the lowest in wetland areas (27%). The gain of NEF is the highest in water bodies and wetlands with 30% and 27% of the surface, respectively. However, 51% of the wetlands areas are characterized by loss of NEF between *Natural* and *Actual landscapes*. 42.9% of the forest surface area does not present any change in NNB, 49.4% of the forest has a loss of NEF and only 7.9% has a gain of NEF.

6. Management application of potential disagreement maps

To understand potential management applications, we analyzed the NNB potential disagreement at the subbasin scale which is the scale used by water agencies in France and in the other European countries applying the European Water Framework Directive (WFD). Figure 77 shows the majority class by subbasins for NNB potentials maps of both landscapes (Figures 77-1a and 77-2a) and the NNB disagreement map (Figure 77-3a). The percentage of area occupied by the majority class is also given as a representation of the heterogeneity of the information provided (Figures 77-1b, 77-2b and 77-3b).

Section A

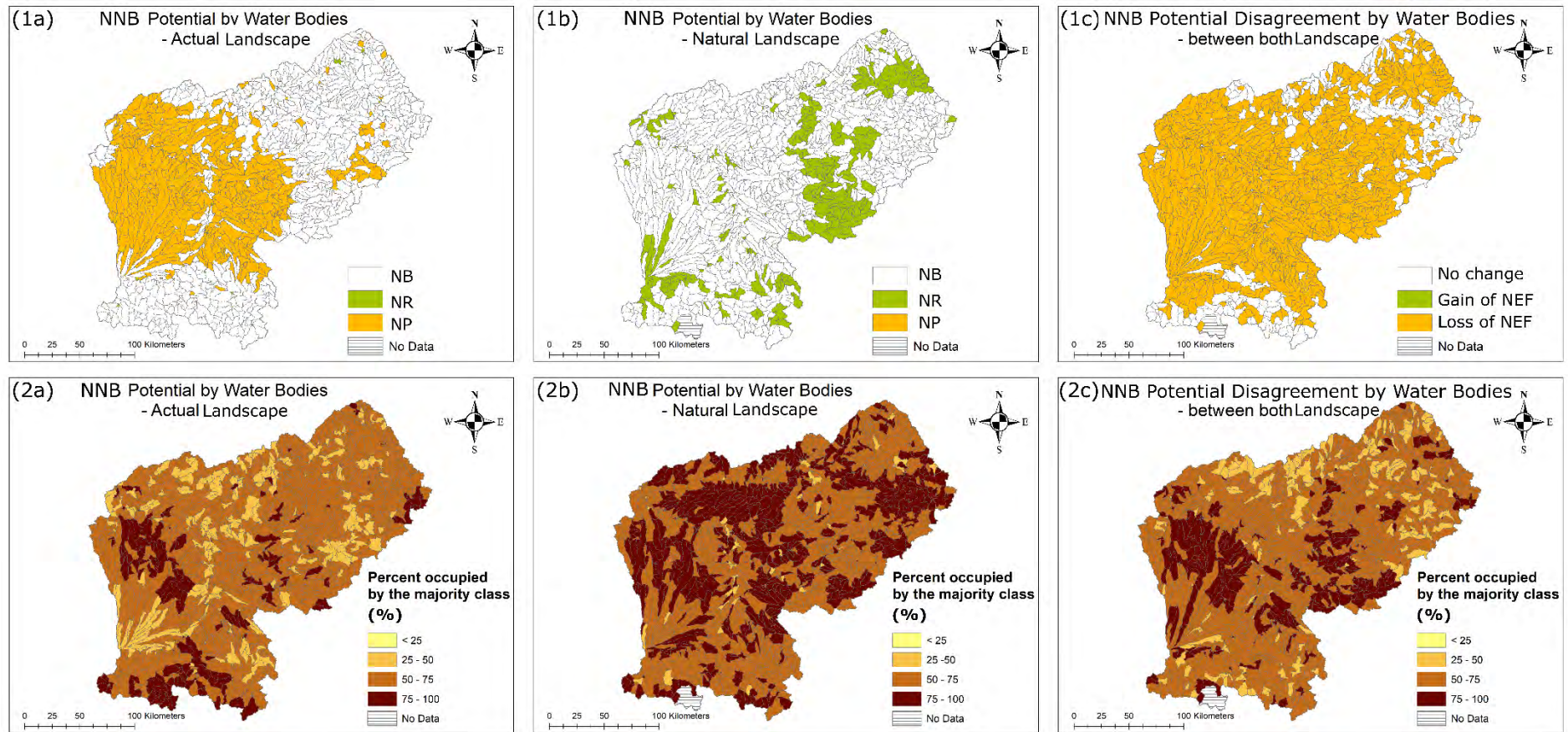


Figure 77: Nitrate Net Balance (NNB) potential and disagreement class calculated as the majority class in each subbasin (1x) and the percentage of the area occupied by this majority class (2x). (1a) The majority class of NNB potential of Actual landscape, (1b) the majority class of NNB potential of Natural landscape with three types of functions: Neutral Balance (NB, white), Nitrate Removal (NR, green), and Nitrate Production (NP, orange), (1c) the majority class of NNB disagreement with three types of functions: No change (white), gain of NEF (Nitrate-related Ecological Function, green), and loss of NEF (orange). (2a) The percentage of the area occupied the majority NNB class for Actual landscape, (2b) The percentage of the area occupied the majority NNB class for Natural landscape, (2c) The percentage of the area occupied the majority class for the NNB potential disagreement map. The percentage occupied by the majority class in a given subbasin is generated from the number of pixels in the majority class of the subbasin divided by the total number of pixels of the subbasin.

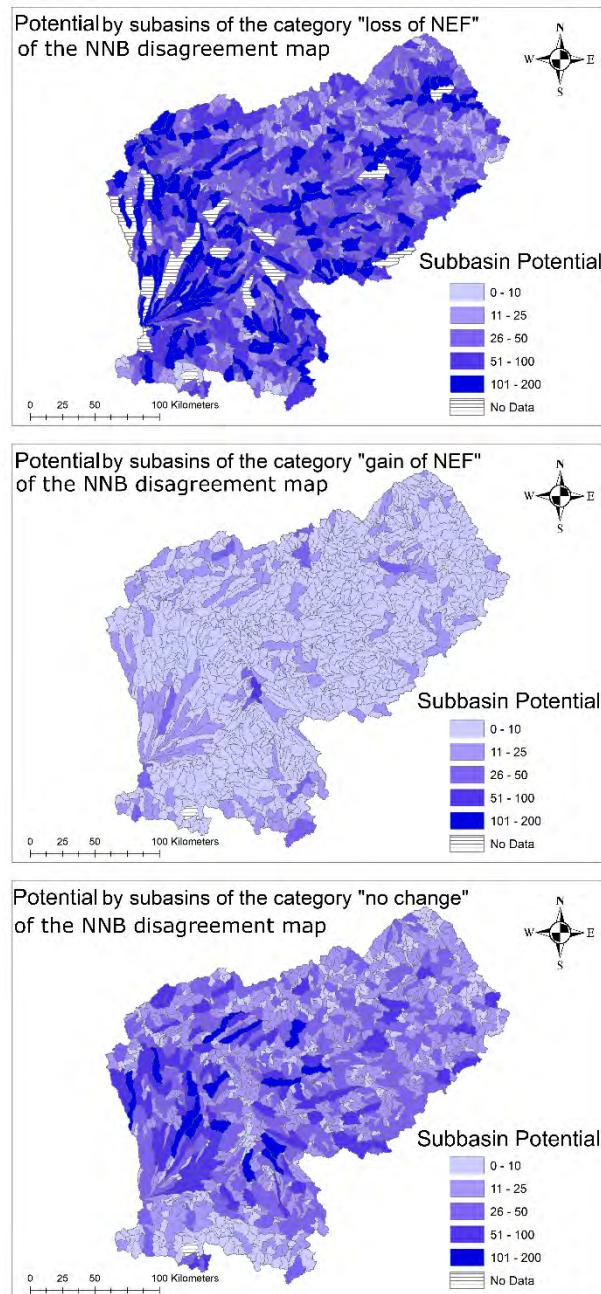


Figure 78: Subbasin potential of loss, gain and no change classes of Nitrate-related ecological function (NEF) deduced from the Nitrate Net Balance (NNB) disagreement maps between Actual landscape in each subbasin.

For the *Actual landscape*, 60% of NB present in the Garonne watershed is the majority class of the subbasins whereas 38% of the NP is the majority class of the subbasins. The first two most frequent classes are occupied in a majority by NB (99% of the total NB functions) and the NP (93% of the total NP). NR is rarely the majority class and mostly the less occurring class (88% of the time). However, in the second level, it appears that some subbasins of the mountainous areas of Pyrenees and Massif Central might be hot spots of NR. The average surface occupied by the majority class is 62.4% of the subbasin area with a standard deviation of 13.4%. The second majority class occupies on average 29.3% of the subbasin area with a standard deviation of 11.11%. Finally, the less frequent class covers 8.3 % of the subbasin surface on average with a standard deviation of 6.5%.

For the *Natural landscape*, there is no subbasin with a majority of NP. The NP is the less occurring class for 90% of the subbasins. The 79% of NB functions present in the Garonne watershed are the majority class of the subbasin whereas 25% of the NR is the majority class of the subbasin. The subbasins with a majority of NR surface are located upland and in the Massif Central and Montagne Noire area. The majority class of the *Natural landscape* occupies on average 75% of the subbasins' surface with a standard deviation of 15%. The third order classes are non-significant with an occupation of 1% of the subbasin on average with a standard deviation of 2%.

For the NNB disagreement map (Figure 77-3a), the most occurring disagreement presents in subbasins is the loss of NEF (76%). Only 6 subbasins on 1309 have a gain of NEF in the majority. The less occurring class is dominated by the gain of NEF (97 %). The average subbasin surface occupied by the majority class is 65.7% ($\pm 14.5\%$) of the subbasin surface whereas the average surface occupied by the less occurring class is 6.2% ($\pm 5.8\%$) of the subbasin surface. The impact of humans is shown in Figure 77-3a where a majority of the watershed is characterized by a loss of NEF.

The subbasin potential (Eq. 50) of the loss is high in most of the subbasin (Figure 78-a) with an average intensity of loss equal to 47.9 whereas the gain of NEF is a minority with an average intensity of 4.4. The intensity of the loss is higher especially in the agricultural areas whereas the intensity of the gain is higher around the city of Toulouse and in the mountainous areas (Figure 78-b). The intensity of no change category is strong in the plain areas and the lowest in steep areas near the mountains.

4. Discussion

1. Uncertainties of the multi-criteria decision analysis

The choice of the input data and the attribution of scores provided in table 19 are based on expert knowledge and published literature. Denitrification and plant uptake processes were studied previously in the Garonne basin (Bernard-Jannin et al., 2015; Pinay et al., 2007; Sánchez-Pérez et al., 1991; Yao et al., 2017b). As an example, Hansen et al. (2018) and Sánchez-Pérez et al. (2003) focused on wetlands' importance in the nitrogen cycle. In the same way, the role of organic matter into the nitrate-related ecological function was emphasized in Hill et al. (2000) and Sánchez-Pérez et al. (2003). The importance of terrain slope and distance to the river were also highlighted in Macary et al. (2013). The experts involved in the study claimed that all chosen input datasets were crucial in the estimation of NNB potential and that an equal weight could be applied to each of them. The sensitivity analysis confirmed this choice for an equal weight. Indeed, the AHP method obtained from pairwise comparisons of criteria, shows that the differences in the model's outputs are not significant. The calculated consistency ratio was lower than 10%. Moreover, the NR, NP and NNB potential classes have a normal distribution for each scenario (Table 21).

In the end, the output maps may or may not follow the specialists' expectations. These maps are made to initiate discussion and debate about the ecosystem functioning, the ecology, the impact of

humans on nature and especially on NNB potential. This type of methodology can be needed to rethink the interaction dynamics between people and their environment.

Nitrogen cycle processes are still difficult to model at the watershed scale. For example, Valé (2006) showed that mineralization processes vary greatly between soils, depending on irrigation management and rainfall. Although quantitative estimations of the nitrogen processes potential are needed, this high variability makes the creation of models difficult. The qualitative approach of the multi-criteria decision analysis has its advantages. This technique integrates some descriptive variables such as land use but also other variables known to be important for nitrate dynamics. It is commonly used as a decision support tool and the methodology and final diagnostic are easily understandable. This methodology is based on “decision weights”. This raises the question of how people transform probabilities into decision weights. Research on this question is ongoing (Durbach and Stewart, 2012) and the comparison of studies with different decision weights is very limited (Mavsar et al., 2014). There are plenty of methods to conduct multi-criteria analysis. Guitouni and Martel (1998) provided guidelines to help in the choice of the analytic method. The choice of AHP analysis had been made accordingly. This method allows us to decompose a complex issue in a hierarchical structure to determine and synthesize priorities. The methodology in this study used only one weight and criteria combination allowing us to compare the different resulting maps. The maps are potential maps based on scientific expertise and give an idea of the possible tools that can be used by decision makers. This study is in its early stage and the results still need to be validated in further research with more data. The results of this study encourage scientists to validate these results with in-situ measurements of NP, NR and NNB.

2. Spatial influence on the NNB potentials and disagreement

The NP and NR potential scores attributed to each input data are critical for the output maps of Figure 76. However, NP and NR potential maps seem to give results consistent with the actual scientific knowledge. Alluvial floodplains, in particular wetlands, are the most active places where a lot of processes happen, including NR (Bernard-Jannin et al., 2015; Burt et al., 1999; Vidon et al., 2010). Agricultural areas in the *Actual landscape* produce more nitrate and have a low NR potential (Billen et al., 2013; Schnitzler-Lenoble and Carbiener, 2007). Mountainous areas do not appear to have the highest NP and NR potentials (Figure 76-1c), however, when we focus on the NNB potential in the *Natural landscape*, mountainous areas show the most important NR (Figure 76-2c).

The *Natural landscape* maps give an overview of the NNB “true” potential without any human impacts. As expected, the *Natural* NNB potential map is covered mostly by NR and NB areas. NR in the *Natural landscape* occurred mostly near the river networks and in wetlands areas (Figure 76-2c).

When we look at the *Actual* NNB map (Figure 76-1c), NP is the most represented function in the basin and mostly in agricultural and urban areas (Groffman et al., 2004; McDonnell et al., 2008; Powlson, 1993). In the mountainous area, the proportion of NB and NR is higher because these areas

have few human stressors (Figure 76-1c). This study shows that human stressors can be easily shown to decision makers through easily accessible data.

The disagreement maps also give interesting results. Figure 76-3a shows the difference between *Actual* and *Natural* NP potentials. Upland areas near the Pyrenees and Massif Central mountains are characterized by a majority of no change in NP potential (Figure 76-3a), explained by low anthropogenic stressors. Upland areas of *Actual landscape* are close to the upland areas of *Natural landscape*. For the NP potential (Figure 76-3a), 14.2% of the basin area has a higher NP potential in *Natural landscape* than in *Actual landscape*. This loss of NP potential can be explained by high NP potentials in *Natural landscapes* allowed by the presence of “active” wetlands, activating NP, whereas these places are occupied by deciduous forest which activates NR in the *Actual landscape*. Moreover, urban areas in the *Actual landscape* are considered as restricted areas, i.e. places without any processes. In the restricted areas, the difference between *Actual* (restricted – no process) and *Natural landscapes* (existing potential production) results in a loss of NP. Agricultural areas are characterized by a gain of NP caused by fertilizer inputs (Ratel and Debrieur, 1992), whereas urban areas show a NP potential because of the city’s effluents but also a NR potential thanks to wastewater treatment plants. Finally, urban areas also show a loss of NP potential due to man-made purification systems used to remove pollutants from the system (Ratel and Debrieur, 1992).

The North-East and the East part of the watershed in the Massif Central and Montagne Noire are characterized by a high loss of NR in areas where wetlands and forests disappeared between *Actual* and *Natural landscapes* (Figure 76-3b). According to Figure 76-3b, the gain of NR happens mostly in the alluvial part of the basin. One hypothesis is that the urban areas in this study are considered as areas with NR potential thanks to the wastewater treatment plants which have a water cleaning power, especially via the denitrification process.

A positive NNB balance represents a NP of the system which can lead to nitrate runoff and diffuse pollution (Figure 76-3c). Figure 76-3c gives the NNB potential disagreement map showing that human stressors have an impact on these functions in the entire basin. Human stressors not only affect the land use but also the soil organic matter content (Campbell et al., 1991) and the presence of wetland areas (Lomnický et al., 2019). The impact of human stressors on the different landscapes along the watershed, in particular on the alluvial floodplain, is known since Antiquity (Lévêque, 2019). These human stressors increased in the XIX^e century with the setup of major hydraulic works (Schnitzler-Lenoble and Carbiener, 2007). The Garonne basin and its river network are now highly altered (Dynesius and Nilsson, 1994) as shown in Figure 76-3c. There is a high loss of NNB in the riparian forest (Figure 76-3c) where the forest management leads to massive forest clearing and to the aggravation of alluvial loads. Scientific knowledge and literature results substantiate the results of this study.

3. The uses of the factors affecting the NNB in environmental management application

NNB is affected by several factors. For both landscapes, wetlands and riparian forests are hot spots of NR potential but the disagreement on these areas indicates a high loss of NNB. In *Natural landscape*, 0.5% of the wetlands present NP potential whereas 32.3% of the wetlands produce nitrate in the *Actual landscape*. Human stressors have an impact on the NNB in wetlands, areas which are supposed to be “natural”. These results look logical considering that reducing the floodplain has increased human stressors on wetlands (Tockner and Stanford, 2002). Moreover, 79% of the floodplains in Europe are intensively cultivated and the riparian forest lost 95% of its area and around 40 to 70% of its ecosystem services (Schnitzler-Lenoble and Carbiener, 2007). The loss of ecosystem services is induced by the reduction in water resource availability, the stoppage of the natural nutritional inputs, the decline of native and sensitive species at the expense of the development of aggressive non-indigenous species (Bravard et al., 1986). These losses of ecosystem services due to human management endangers the population in particular with the increase of flood risks. Nowadays, more and more initiatives are being taken to restore natural environments, particularly wetlands with a flood protection role. These initiatives start with the need for nature of the local population which implies the management of natural spaces.

Slope and distance to the river are not alterable on the short term at the basin scale, but stakeholder management can potentially influence other inputs such as wetlands presence and land use. In the long term, the soil organic matter content is also influenced by human practices through cultural practices (rotation, tillage, cover crops, etc.) (Campbell et al., 1991). NP potential is stronger in area with high organic matter content but areas with low organic matter content are dominated by low NP potential (under +2). Agricultural areas are characterized by a low of organic matter content and fertilization application brought nitrates in soil contributing to the nitrate producer potential. Understanding the impact of different management scenarios on the NNB potential could allow providing a guideline for new studies in some areas. The same methodology could be carried out again with other input datasets such as the real vegetation type. Some studies showed the impact of management on the forest architecture and the slowdown of the forest, liveliness inducing a loss of NNB (Bravard et al., 1986; Pautou et al., 2003; Schnitzler-Lenoble and Carbiener, 2007). The deciduous trees such as alder, beech or fruit trees, resist the drying up of the environment thanks to their deep root systems, contrary to the Salicaceae family or white poplar which are more sensitive species (Pautou et al., 2003).

We compared the NNB disagreement potential with one indicator of soil erosion, the earthworm factor (based on the earthworm abundance), evaluated at the European scale by internal research activities in the European Soil Data Centre (JRC, Ispra). The earthworm factor is one indicator of soil quality, proxy of soil erosion, among others (Fu et al., 2019; Panagos et al., 2015b; Sharpley and

Williams, 1990). The methodology used to determine the earthworm factor is explained in Orgiazzi and Panagos (2018) and Panagos et al. (2014). Figure 79 represents the average value of the earthworm factor for each NNB disagreement class. In Garonne basin area, the earthworm factor varies from 0.737 to 0.999 and its variability is low. However, the earthworm factor is increasing when the disagreement potential indicates a gain of NNB, whereas the earthworm factor is the lowest when the loss of NNB is maximum. The disagreement map seems to be correlated to this indicator of soil biodiversity. Indeed, a loss of NNB will have a negative consequence on biodiversity abundance in terrestrial ecosystems. This effect has been pointed out by Orgiazzi and Panagos (2018). A loss of biodiversity will induce a loss of NNB and an increase of the disagreement potential. The comparison of our results with the earthworm factor shows some correlations that supports our model results. However, further research on this topic is encouraged.

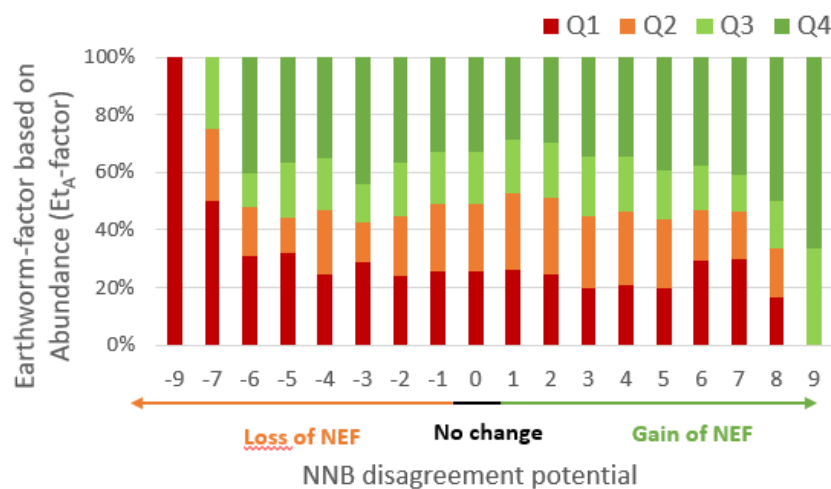


Figure 79: Percentage of the soil biodiversity indicator, the earthworm factor (based on earthworm abundance), in each Nitrate Net Balance (NNB) disagreement class in the Garonne basin. The earthworm factors were divided in 4 groups according to the quartile repartition (Q1: [0.737, 0.940[in red; Q2: [0.940, 0.971[in orange; Q3: [0.971, 0.998[in light green; Q4: [0.998, 1] in green). NNB disagreement classes below 0 indicate a loss of Nitrate-related Ecological Functions (NEF), NNB disagreement above 0 indicate a gain of NEF and a NNB equal to 0 indicate no change.

4. Available options for the implementation of this model in water resource management decisions

This study aimed to evaluate the nitrate-related ecological functions potentials of the landscape based on datasets available in open-access. The results are convincing and we encourage further studies to test scenarios of landscape management to understand their effect on NNB potential and the evolution of the disagreement with the *Natural landscape*. The ideal management practices will bring Figure 77-3a closer to the natural state (Figure 77-2a). These studies might lead to provide management practices to preserve or improve the nitrate-related ecological functions of the watershed. Vrebos et al. (2015) used a similar spatial tool using scoring rules to assess ecosystem services and the effects of landscape on these services. These tools can be used to develop suitable management strategies in order to improve ecological functions.

The landscape NNB could also be compared to the assessment of NNB in the water system (Cakir et al., 2020b) to understand if there is a direct or indirect relationship between land and river ecological functions. A lot of studies proved that there is a connectivity between land and in-stream processes (McMillan and Noe, 2017; Négrel et al., 2014), but the quantification of NNB potentials of each compartment (Sauvage et al., 2018) could provide some additional informations on the spatial repartition of these functions and their potential relationships. Having a better understanding of the nitrogen cascade from land to the sea and especially on their nitrate removal / potential production could enable to set up some recommendations to supply food to the human population while preserving environmental resources (Billen et al., 2013).

5. Conclusion

The combination of a multi-criteria analysis of nitrate-related ecological function potential with an evaluation of the nitrate-related ecological function disagreement confirms that the Garonne basin is submitted to a high level of human stressors. 76% of the subbasins might lose nitrate-related ecological function due to anthropogenic stressors, especially in agricultural and urban areas. Some environmental factors influence the nitrate-related ecological function potential. Nitrate production is dominant in flat agricultural and artificial areas, whereas wetlands and riparian forests boost the nitrate potential removal. Finding some management practices to preserve or improve ecological functions to diminish the basin disagreement areas could be a good way to help stakeholders in land management decisions and boost awareness and involvement of people for sustainable management.

Acknowledgment:

This project was done during the governmental doctoral position of Roxelane Cakir supported by the Université Toulouse III Paul Sabatier and by the Ministry of Higher Education and Research.

Authors contributions

R.C., S.S., R.W, M.Ge. and J.M.S.P. designed and developed the model. R.C., S.S., R.W, M.Ge., E.R., M.Gu. and J.M.S.P. contributed to the paper analysis and discussions. R.C. wrote the paper with considerable contributions from J.M.S.P, S.S., R.W, M.Ge., E.R., M.Gu.

B. Relation entre fonctions écologiques de régulation des nitrates dans les cours d'eau et dans les sols du bassin versant Garonne

Cette deuxième partie de ce chapitre analyse les relations existantes à l'échelle du bassin versant Garonne entre les fonctions écologiques de régulation des nitrates des sols développées dans la section précédente (Chapitre 5A) et celles des cours d'eau quantifiées dans le chapitre 3A.

1. Introduction

Quantifier les processus liés à la régulation des nitrates est intéressante, mais lorsqu'il s'agit d'appréhender un service écosystémique comme celui de la régulation des nitrates, il est important de regarder les interactions entre les fonctions écologiques. En effet, l'évaluation d'une fonction n'est pas une addition des indicateurs, il va y avoir des synergies et des conflits à l'intérieur d'un paysage qui va dépendre des interactions entre l'Homme et la nature. L'évaluation d'une fonction va alors au-delà d'une estimation quantitative ou qualitative, mais permet de fournir une grille de lecture du fonctionnement du territoire aux gestionnaires quand on parle de service (Tschanz et al., 2015). L'évaluation de la fonction de régulation permet de comprendre son évolution dans l'espace et dans le temps et d'avoir une idée de son état actuel par rapport à un état de référence (Fremier et al., 2015; White and Stromberg, 2011). En effet, une meilleure compréhension de ces systèmes faciliterait la détermination d'un équilibre entre anthropisation et maintien des fonctions écologiques (EF) dans l'objectif d'atteindre une bonne gestion de la ressource (Momblanch et al., 2016). De nombreuses méthodologies et de multiples indicateurs existent pour quantifier les fonctions écologiques. Par exemple, Mouchet et al. (2017) développe des indicateurs pour la fourniture de 10 services écosystémiques dans le cadre de trois politiques alternatives de changement d'occupation des sols ("Protection de la nature", "Païement pour la séquestration du carbone" et "Païement pour les services récréatifs") dans les 27 États membres de l'UE (UE27). Ces indicateurs, de type piégeage du carbone, approvisionnement en bois, perturbations dues au vent, sont calculés à différents niveaux administratifs (NUTS-2, UE 27). Maes et al. (2012) a développé des indicateurs pour estimer les services d'auto-épuration de l'eau à partir d'indicateurs d'élimination, de rétention, de quantité de nitrates appliquées... D'autres méthodes (Clec'h et al., 2016; Lamarque et al., 2011; Maes et al., 2016) proposent l'évaluation et la représentation d'indicateurs pour quantifier les services écosystémiques primordiaux dans la gestion pour l'environnement. En effet, la cartographie va avoir une influence sur la lecture et la compréhension de la carte et de véritables recommandations peuvent être faites sur, par exemple, la palette de couleurs sélectionnée (Burkhard et al., 2012; Clec'h et al., 2016).

Les fonctions écologiques de régulation des nitrates dans les cours d'eau sont soit des fonctions de production des nitrates (NP), soit des fonctions d'élimination (NR). La fonction NP peut avoir une origine naturelle (nitrification), mais cette fonction est très faible comparée à la production en nitrates due aux intrants en nitrates d'origine anthropique. Cette thèse se focalise sur les fonctions de régulation des nitrates, les NEF (Nitrate-related Ecological Functions), qui sont les fonctions NP et NR, ainsi que

le bilan net entre ces deux fonctions (NNB, Nitrate Net Balance) au sein des cours d'eau en considérant la régulation effectuée dans le milieu aquatique (Chapitre 3), mais également dans le milieu terrestre (Section A Chapitre 5). Les NEF de ces deux compartiments terrestre et aquatique ont été considérées de façon indépendante jusqu'ici. De nombreuses études ont souligné l'importance d'aborder ces fonctions à partir d'une vision systémique de l'ensemble étant donné que les fonctions NP et NR sont présentes dans le même bassin et sont potentiellement reliées entre elles (Canada, 1991; Tschanz et al., 2015). Il apparaît alors important d'étudier, dans un premier temps, les relations entre NP et NR en distinguant des zones d'occupations. Dans un second temps, il est intéressant de regarder si les NEF (NP, NR et NNB) des milieux terrestres et aquatiques sont reliées entre elles. En effet, les NEF s'exprimant dans les milieux aquatiques et terrestres sont influencées par des facteurs environnementaux et anthropiques communs (Introduction générale - Figure 15). L'hypothèse serait alors que ces NEF, influencées par des facteurs similaires, soient liées ou aient une dynamique spatiale commune au sein du bassin versant.

Cette partie a donc pour objectif : (i) de déterminer l'existence d'une relation entre les NEF de production et d'élimination en nitrates au sein d'un bassin versant, (ii) de comprendre si les NEF aquatiques sont similaires aux NEF terrestres en termes de réponse, mais aussi en termes d'intensité, et (iii) d'analyser la relation entre ces NEF terrestres/aquatiques et d'autres indicateurs du bon état écologique des masses d'eau.

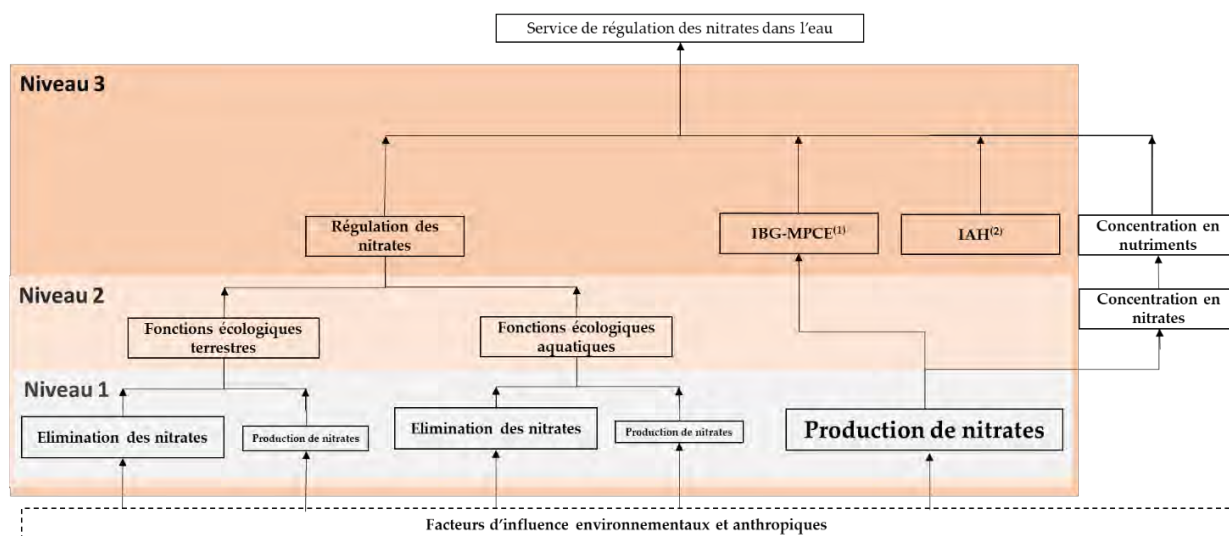


Figure 80: Le service de régulation des nitrates dans l'eau et les fonctions écologiques associées. Les niveaux représentent les différentes interactions étudiées dans cette section : Niveau 1 : interaction entre l'élimination (NR) et la production de nitrates (NP) dans le sol, Niveau 2 : interaction entre NEF terrestres et aquatiques, ces NEF sont exprimées par trois indicateurs : les fonctions NP, NR et le bilan net entre NP et NR (NNB), Niveau 3 : interaction les NEF et d'autres indicateurs : indice de macroinvertébrés (IBG-MPCE), indice d'altération hydrologique (IAH)).

2. Matériel et Méthode

1. Méthodologie générale

Nous ne reviendrons que très brièvement sur la méthodologie utilisée étant donné que ce chapitre analyse les résultats obtenus dans les chapitres précédents. L'étude est menée sur le bassin versant de la Garonne. La Figure 80 illustre la compartimentation des différentes fonctions associées au service de régulation de la qualité de l'eau. Les différents niveaux indiquent les différentes interactions étudiées dans cette section. Tout d'abord, une analyse des fonctions écologiques terrestres liées à la régulation des nitrates (NEF) a été menée. Une relation entre les fonctions de production (NP) et les fonctions d'élimination (NR) a été recherchée (Figure 80 Niveau 1). Le second niveau (Figure 80) se concentre sur l'existence d'une relation entre les NEF terrestres et aquatiques. Le troisième niveau (Figure 80) s'intéresse à la relation entre les NEF et d'autres indicateurs comme l'indice IBG-MPCE et l'Indicateur d'Altération Hydrologique (IAH).

2. Relation entre NP et NR dans les versants

Les potentiels NP et NR dans les sols ont été estimés pour l'ensemble du bassin versant de la Garonne dans la Section A de ce chapitre pour deux états du bassin : l'état actuel, contemporain (*Actual*) et un état pristine théorique (*Natural*). L'état *Actual* fait état des potentiels NP et NR des sols en considérant des données d'entrée dans leurs situations actuelles (avec l'influence anthropique) tandis que l'état *Natural* considère un bassin versant idéal non soumis à l'influence anthropique à partir de la carte de végétation (Leguédois et al., 2011). Plus de détails sur la détermination de ces potentiels NEF (NP et NR) se trouve dans la section A. La différence entre les potentiels NP et NR permet d'obtenir le bilan Net en Nitrates (NNB).

Pour rappel du chapitre 5A, les potentiels NNB des versants comprennent plusieurs classes variant de -9 à +9. Une valeur négative indique une élimination en nitrates du milieu (Nitrate Removal, NR) tandis qu'une valeur positive désigne une production en nitrates (Nitrate Production, NP). Plus la valeur absolue du potentiel est grande, plus la fonction écologique est forte. Une valeur neutre indique un équilibre entre les deux fonctions NP et NR, cet équilibre est nommé NB pour Neutral Balance.

Les potentiels NNB terrestres des deux états *Actual* et *Natural* obtenus au sein du bassin versant Garonne ont été analysés afin de déterminer un lien entre ces potentiels terrestres et les différentes zones d'occupations du sol définies dans la table 20 du chapitre 5A. Chaque potentiel NNB terrestre déterminé peut être relié à une zone d'occupations. Le pourcentage de chaque classe de potentiel a été déterminé pour chacune des zones définies dans la table 20 et inversement le pourcentage de chaque zone a été calculé pour chacune des classes de potentiel.

Les zones d'occupations ont été déterminées par superposition entre la couche d'occupation de sol *Actual* et la carte de végétation potentielle *Natural* (Chapitre 5A, Table 20).

Les potentiels NR et NP terrestres sont probablement corrélés. Cette étude a comparé l'évolution dans le bassin versant Garonne de ces potentiels. Le bassin versant comprend quasiment l'ensemble des combinaisons possibles entre les potentiels NP et NR complexifiant l'analyse. Pour chacune des classes des potentiels NR, une moyenne arithmétique des potentiels NP a été calculée en considérant l'équation suivante :

$$NP_{avg\ of\ class\ j\ of\ NR} = \sum_{i=1}^n NP_i \times \text{Number of pixels}_i \quad (\text{Eq. 51})$$

Avec n variant de 0 à 9 et *Number of pixels* le nombre de pixels de la classe i du potentiel NP associé à la classe j du potentiel NR. Cette comparaison permettra de comprendre l'évolution des potentiels NR et NP entre eux. En menant cette méthodologie sur les deux versions *Actual* et *Natural*, une compréhension de la perte de fonctions écologiques de la régulation des nitrates prenant place dans les sols pourra être apportée.

La somme des potentiels NP et NR pour chacune des 1320 masses d'eau du bassin Garonne a été calculée dans l'objectif d'être comparée. Le chapitre 3 a montré que l'hydrologie (notamment par le débit) a une influence sur les fonctions NP et NR aquatiques, mais est-ce de même pour les NR et NP terrestres ? Les masses d'eau ont donc été scindées en deux groupes en fonction de leur Index d'Altération Hydrologique (IAH) calculé à partir des débits actuels et naturels simulés par SWAT selon la méthodologie de Santa-María and Fernández Yuste (2008). Le premier groupe correspond aux cours d'eau altérés (Altered) ayant un IAH inférieur à 0,9 tandis que le second groupe, les cours d'eau non altérés (Not-Altered) ont un IAH supérieur à 0,9. La distinction de ces deux groupes permettra de mettre en évidence si l'altération hydrologique est corrélée ou pas aux potentiels NR et NP des NNB terrestres.

3. Relation entre les bilans nets en nitrates (NNB) terrestres et aquatiques

Une fois que les relations entre les fonctions NP et NR ont pu être déterminées, cette étude s'intéresse au second niveau de l'étude en considérant les fonctions de régulation des nitrates des milieux terrestres et aquatiques de façon simultanée (Figure 80). Le domaine d'étude est le bassin de la Garonne décrit dans la section A du chapitre 2. Les NNB terrestres ont été déterminées selon la méthodologie de la Section A de ce chapitre tandis que les NNB aquatiques ont été évaluées dans la section A du chapitre 3. La comparaison des NNB terrestres et aquatiques s'effectue à l'échelle des sous-bassins modélisés dans le chapitre 3- Figure 34 qui correspond à l'échelle de la masse d'eau (Chapitre 2, Matériel et Méthode, Figure 20c). La valeur moyenne mensuelle interannuelle des NNB aquatiques est comparée avec la moyenne arithmétique des potentiels NNB terrestres calculée à partir des équations suivantes :

$$NNB_{Wgh\ avg,sub\ j} = \frac{\sum_{i=1}^n NNB_i \times \text{Number of pixels}_{i,sub\ j}}{\text{Number of pixels}_{sub\ j}} \quad (\text{Eq. 52})$$

Deux catégories de sous-bassins sont différenciées dans cette étude : les sous-bassins avec une production en nitrate, NP, dans le cours d'eau ($NNB > 0$) et les sous-bassins retenant majoritairement les nitrates, NR, dans le cours d'eau ($NNB < 0$).

Une comparaison à l'échelle du sous-système a également été effectuée en sommant (de manière pondérée à la longueur de chaque tronçon) les NNB terrestres et en sommant les NNB aquatiques (exprimés en $gN.m^{-2}.j^{-1}$) de tous les sous-bassins rattachés à un sous-système (Chapitre 2, Matériel et Méthode, Figure 20b). Plus de précision sur la description des échelles des masses d'eau et des sous-systèmes est présentée dans la section A du chapitre 2 (Figure 20). Cette étude présente uniquement les relations graphiques trouvées entre les données et ne s'intéresse pas à la possibilité de modéliser ces relations.

Une analyse spatiale a ensuite été menée pour comparer les corrélations à l'échelle des masses d'eau entre NNB terrestres et NNB aquatiques. La table 23 décrit les intervalles choisis pour les NNB aquatiques et les NNB terrestres afin de déterminer une faible ou une forte action des NNB.

Table 23: Intervalle des potentiels NNB (Nitrate Net Balance) terrestres (in-land) et aquatiques (in-stream) exprimant, soit une élimination et une rétention en nitrates forte (High NR) ou faible (Low NR), soit une production en nitrates forte (High NP) ou faible (Low NP), soit une balance neutre en nitrates (Neutral). Les NNB terrestres correspondent à la somme pondérée des potentiels de la masse d'eau tandis que les NNB aquatiques correspondent au Nitrate Net Balance s'exprimant en $gN.m^{-2}.j^{-1}$.

Category	Range NNB in-land	Range NNB in-stream
High NR	[-64 ; -30[[-4,65 ; -1,00[
Low NR	[-29 ; 0[[-1,00 ; 0[
Neutral	[0]	[0]
Low NP]0 ; 46]]0 ; 1,00]
High NP]1,00 ; 103]]1,00 ; 4,38]

4. Relation entre indicateurs NNB terrestres et aquatiques et d'autres indicateurs décrivant l'état d'une masse d'eau

Jusqu'ici cette thèse s'est concentrée sur les fonctions écologiques de régulation des nitrates dans l'eau à travers les indicateurs NNB terrestres et aquatiques. Ces NNB sont probablement liés directement ou indirectement à d'autres indicateurs. Cette étude a fait le choix de comparer les NNB à la fois terrestres et aquatiques avec deux autres indicateurs décrivant un état de la masse d'eau : IBG-MPCE et l'IAH.

IBG-MPCE est l'Indice Biologique Global (IBG) mesuré à partir du protocole MPCE échantillonnant les macroinvertébrés. C'est un indicateur de l'abondance et de la diversité des macroinvertébrés dans le milieu, permettant de suivre la qualité de l'eau. Il varie de 0 à 20, 20 étant la note maximale désignant une masse d'eau présentant une très bonne qualité de l'eau. Les intervalles utilisés dans le chapitre 3 sont réutilisés ici en considérant les états de conservation de l'indice IBG-MPCE pouvant être très bons

(MCPE>18), bons (16-18), moyens (14-16) ou mauvais (<14). L'indice est mesuré de façon continue dans l'ensemble des masses d'eau définies par l'Agence de l'Eau. Les valeurs IBG-MPCE obtenues aux 614 stations de prélèvement ont été comparées avec la valeur de potentiel NNB terrestre obtenue dans la section précédente (Figure 76). La comparaison avec les NNB aquatiques et l'IBG-MPCE a été effectuée dans la Section B du chapitre 3 montrant une relation entre les deux indicateurs.

Le second indicateur utilisé dans cette étude est l'indicateur IAH ou l'Index d'Altération Hydrologique. L'IAH caractérise l'impact de la régulation des cours d'eau sur le régime hydrologique. Cet indicateur a été développé par l'organisation Nature Conservancy (Richter et al., 2003, 1998, 1996) et modifié par Santa-María and Fernández Yuste (2008). L'IAH est calculé à partir des débits observés et varie entre 0 et 100, 100 représentant un cours d'eau sans aucune altération. Pour être plus précis, IAH est la somme de douze indicateurs (indice de magnitude, indice de variabilité, indices d'intensité et de fréquence des inondations et des sécheresses...) qui reflètent la modification du régime hydrologique actuel, par rapport à un régime hydrologique naturel non impacté par l'Homme (Richter et al., 2003, 1998, 1996). L'IAH est calculé à l'échelle mensuelle pour chaque sous-système du bassin versant. L'IAH est un indicateur de la qualité de l'eau décrivant particulièrement le stress hydrique subi par le cours d'eau. La comparaison des valeurs IAH a été effectuée avec la somme de la moyenne des NNB terrestres des sous-bassins rattachés à un sous-système.

La différence entre les NNB de l'état *Actual* et les NNB de l'état *Natural* permet d'estimer un désaccord entre les deux états exprimant un gain ou une perte des fonctions écologiques de régulation des nitrates (NEF). En effet, un désaccord positif exprime un gain de NEF correspondant à trois situations possibles : (1) une diminution du potentiel NP de *Natural* à *Actual*, (2) une augmentation du potentiel NR de *Natural* à *Actual* ou (3) un gain de fonctions de régulation des nitrates où une zone avec un potentiel NP à l'état *Natural* est caractérisée par un potentiel NR à l'état *Actual*. Un désaccord négatif est possible dans trois situations : (1) une diminution du potentiel NR de *Natural* à *Actual*, (2) une augmentation du potentiel NP de *Natural* à *Actual* ou (3) une perte de fonctions de régulation des nitrates où une zone avec un potentiel NR à l'état *Natural* est caractérisée par un potentiel NP à l'état *Actual*. On peut alors parler de perte des NEF. Enfin, un désaccord nul indique qu'il n'y a pas de différence entre les potentiels NNB des deux états, il n'y a pas eu de modification du potentiel du milieu.

3. Résultats et Discussion

1. Relation entre NP et NR

La figure 81 décrit le pourcentage de chaque classe de potentiel NNB (variant de -9 à +9) pour chaque zone d'occupations déterminée dans la table 20 en considérant les NNB des deux états. La figure 81a démontre une prédominance de la classe 0 et +1 des potentiels *Actual*, c'est-à-dire le bilan neutre en nitrates (NB) et une faible production de nitrates (NP) pour la majorité des zones d'occupations. Chacune des zones est occupée à au moins 43% de sa surface par la fonction neutre NB. La figure 81a indique également que 18% des zones humides est caractérisée par le potentiel -3, indiquant un potentiel

NR. La Figure 81b analyse la répartition de chaque classe de NNB *Natural* en fonction des zones d'occupations. En moyenne, 89% de la surface de chaque zone est caractérisée par un potentiel NR. 100% des zones humides (ZWe) retiennent et éliminent des nitrates. Contrairement aux NNB *Actual*, les NNB *Natural* n'ont pas la même dynamique en fonction des zones d'occupations. Les plans d'eau (ZWa) ont une répartition plus homogène de potentiels NNB que les zones humides (ZWe) caractérisées à 55% du potentiel NNB (Figure 81b), exprimant une fonction NR. Il y a un décalage des courbes vers les classes NNB de production en nitrates de la figures 81b à la figure 81a indiquant une perte importante des fonctions d'élimination NR entre les deux versions *Natural* et *Actual* pour l'ensemble des zones d'occupations. Les zones humides semblent être les zones ayant subi les pertes de fonction les plus sévères. Cette tendance s'explique par la destruction de la majorité des zones humides afin d'exploiter les terres à des fins agricoles et industrielles au détriment des fonctions NR (Piégay et al., 2003).

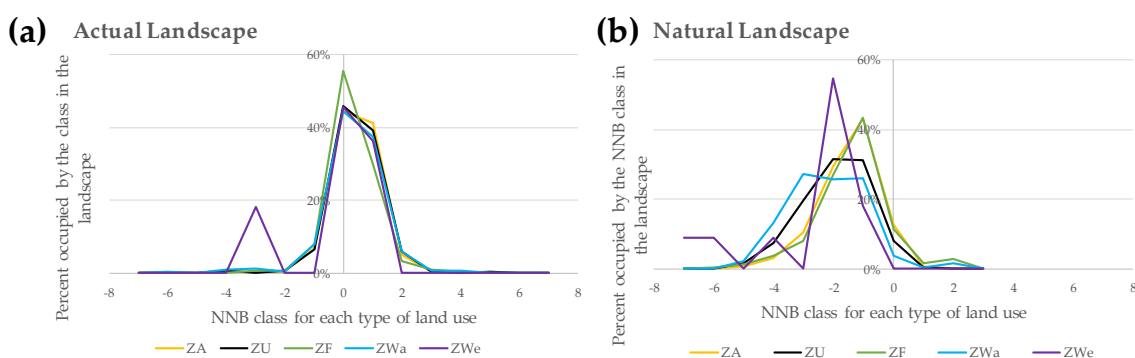


Figure 81 : Pourcentage occupé par la classe de potentiel i des NNB (variant de -9 à +9) pour chaque occupation du sol (OS) en considérant (a) les NNB *Actual* en fonction des différentes zones d'occupations, (2) les NNB *Natural* en fonction des différentes zones d'occupations. Les zones d'occupations sont définies dans la table 20 en fonction des occupations de sols *Natural* et *Actual*. On distingue les zones à majorité agricole (ZA), les zones à majorité urbaine (ZU), les zones à majorité forestière (ZF), les zones occupées majoritairement par des plans d'eau (ZWa) et les zones présentant essentiellement des zones humide (ZWe). Les NNB expriment diverses fonctions : la fonction d'élimination en nitrates (valeurs négatives de -9 à -1), le bilan neutre (égal à 0) et une production en nitrates (valeurs positives de 1 à 9).

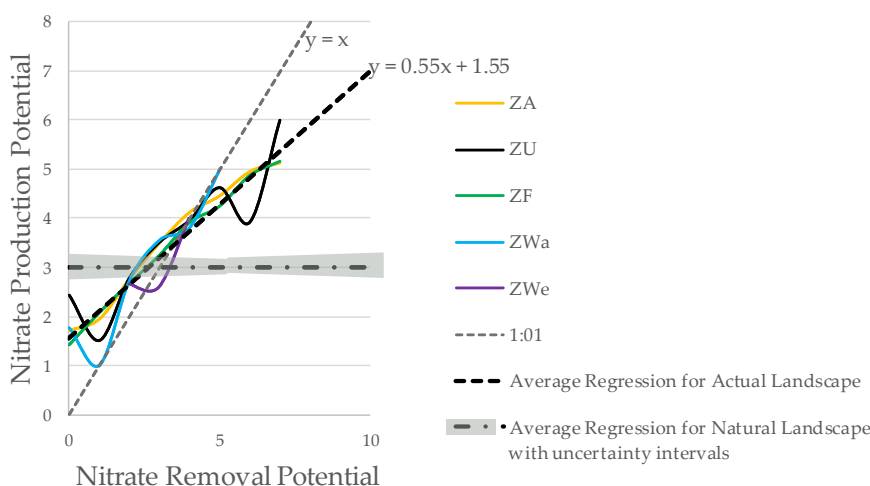


Figure 82: Corrélation entre les potentiels NR (Nitrate Removal) et les potentiels moyennés NP (Nitrate Production) de l'état *Actual* calculés à partir de l'équation 51 pour chaque zone d'occupations et tendance moyenne des relations pour les différentes zones d'occupations du sol pour l'état *Actual* et l'état *Natural*. Les zones d'occupations sont définies dans la table 20 en fonction de la superposition des occupations des sols des états *Natural* et *Actual*. On y distingue les zones à majorité agricole (ZA), les zones à majorité urbaine (ZU), les zones à majorité forestière (ZF), les zones occupées majoritairement par des plans d'eau (ZWa) et les zones présentant essentiellement des zones humides (ZWe). L'intervalle d'incertitude de la tendance moyenne des relations des différentes zones d'occupations du sol de l'état *Natural* a été indiqué.

La figure 82 indique pour chaque classe de potentiel NR, la moyenne des classes de NP pour chacune des zones d'occupations de la version *Actual*. Une relation linéaire entre ces deux fonctions NR et NP semble se dessiner pour l'état *Actual* ($y = 0,55x + 1,55$). Il semblerait que les différentes zones d'occupations possèdent la même tendance. Pour des potentiels NR faibles, les potentiels NP sont plus élevés, mais au bout d'un certain potentiel d'équilibre la fonction NR devient plus importante que la fonction NP. Le potentiel d'équilibre varie en fonction des zones d'occupations. Globalement, ce potentiel d'équilibre se situe aux alentours du potentiel 4 sauf pour les zones humides (ZWe) où ce potentiel d'équilibre est plus faible (2,5). Il y a donc un point de basculement entre l'indicateur NR, et l'indicateur NP. Pour des potentiels faibles, l'indicateur NR est supérieur à l'indicateur NP, mais la situation s'inverse pour des potentiels plus élevés.

La figure 82 montre une tendance constante pour la production de nitrates par rapport à l'élimination pour l'état *Natural* du bassin. L'état *Natural* du bassin ne présente aucune pression anthropique équilibrant la production et les autres variables d'entrée se compense en termes de production. En effet, le tableau d'attribution des potentiels à dire d'expert (Table 19) montre que cette étude considère que l'éloignement au cours d'eau accentue la production en nitrates et qu'inversement, l'augmentation de la pente diminue la production. Parallèlement, l'élimination des nitrates augmente à l'approche des cours d'eau et l'élimination diminue lorsque les pentes augmentent. D'après le concept de délimitation d'un bassin versant, l'éloignement au cours d'eau est en général accompagné d'une élévation de l'altitude et en général d'un degré de pente plus important. La fonction NP s'équilibre tandis que la fonction NR s'accroît dans les conditions *Natural*. Dans les conditions *Actual*, l'effet est le même, mais l'anthropisation du milieu à travers, entre autres, l'occupation du sol va avoir un effet important sur l'estimation de ces potentiels. Ce postulat – à nuancer – est peut-être une des raisons de la réponse de la relation entre NP et NR des sols qui existe à l'état *Natural*.

La Figure 83 représente la relation entre la somme pondérée des potentiels NR en fonction de la somme pondérée des potentiels NP pour chaque masse d'eau du bassin versant de la Garonne. Les masses d'eau ont été divisées en deux groupes en fonction de leur altération (altered : $IAH < 0,9$; not-altered : $IAH \geq 0,9$). Le groupe altéré a des potentiels NP significativement plus élevés et des potentiels NR plus faibles. Il y a un facteur deux entre les pentes des régressions des cours d'eau altérés (pente = 0,06) et des cours d'eau non altérés (pente = 0,12). Les graphiques de densité de la Figure 83 montrent que les potentiels NP des masses d'eau non altérées sont souvent faibles tandis que davantage de masses d'eau altérées ont un potentiel NR peu élevé. L'interprétation des graphiques de densité (Figure 83) est résumée dans la table 24.

Cette étude ne peut pas conclure à une relation linéaire entre les potentiels NP et NR. En effet, la diversité des paysages d'un bassin versant résulte en une multitude de combinaisons possibles. Cependant, NP et NR semblent évoluer positivement, si NP augmente, NR augmente également. Néanmoins, il semble y avoir une distinction entre les différents paysages en particulier dans

l'estimation de la perte des fonctions écologiques NR. Ceci est renforcé par les conclusions d'autres études montrant l'importance des paysages dans l'expression des processus d'élimination des nitrates (Hefting et al., 2013; Migliaccio et al., 2007) et des services écosystémiques de régulation de la qualité de l'eau (Albert et al., 2016; Martín de Agar et al., 2016; Mouchet et al., 2017).

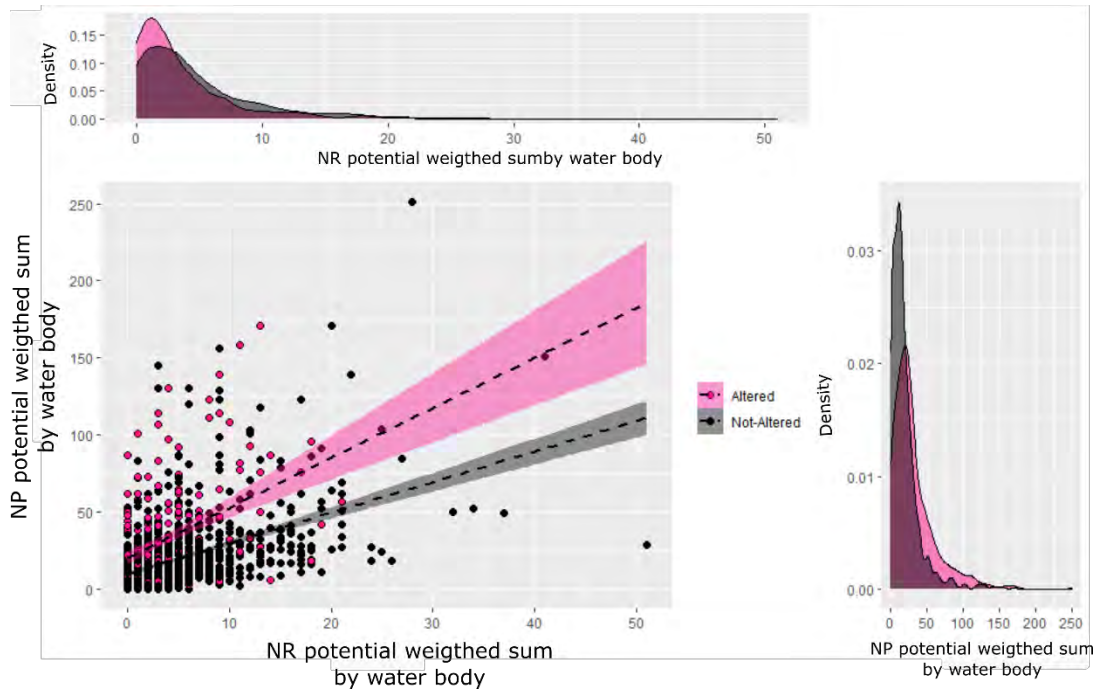


Figure 83: Relation entre la somme des potentiels Élimination en Nitrates (NR) et Production en nitrates (NP) pour l'ensemble des masses d'eau de la Garonne des cours d'eau altérés (Altered, Index d'Altération Hydrologique IAH < 0,90, rose, pente = 0,06) et des cours d'eau non altérés (Not-Altered, IAH ≥ 0,90, noir, pente = 0,12) et les densités respectives de NP et NR.

Table 24 : Résumé des résultats obtenus à la figure 83. Beaucoup de cours d'eau non altérés ont un NP faible et un NR fort tandis que beaucoup de cours d'eau altérés ont un NP fort et un NR faible. NP : Nitrate Production et NR : Nitrate Removal.

	Low NP	High NP	Low NR	High NR
Altered	+	+++	+++	+
Not-Altered	+++	+	+	+++

2. Relation entre fonctions de régulation des nitrates (NEF) terrestres et aquatiques

Jusqu'ici, les différentes études se sont intéressées aux évaluations des NEF terrestres et aquatiques de façon indépendante, mais n'y aurait-il pas de corrélation entre les NEF terrestres et aquatiques ? En effet, la majorité des processus de NR et NP est similaire et influencée par des facteurs communs (Figure 15). Les catégories NP (NNB > 0) et NR (NNB < 0) découlant de l'estimation des NNB aquatiques et terrestres ont été ainsi étudiées. Les figures 84a et 84b représentent les relations entre la somme des potentiels NR/NP terrestres et les logarithmes de NR/NR aquatiques simulés par le modèle SWAT. Les deux points colorés représentent les NR terrestres et aquatiques à Lézat et Montégut (Chapitre 3B). Il y a une tendance exponentielle entre le milieu terrestre et aquatique pour chacune des fonctions NP et NR. En effet, un plateau est atteint pour les NEF aquatiques même si les potentiels NEF

terrestres continuent d'augmenter. Il semblerait donc que dans certaines masses d'eau, les fonctions écologiques aquatiques s'expriment de façon optimale que ce soit pour les fonctions NR ou NP. Les Figures 84a et 84b distinguent également les cours d'eau altérés et non altérés. La dispersion des cours d'eau altérés est plus grande pour les fonctions NP tandis que la dispersion des fonctions NR est plus importante pour les cours d'eau non altérés. Il y a davantage de cours d'eau altérés produisant des nitrates (65%) tandis que davantage de cours d'eau non altérés contribuent au NR (78%). L'altération hydrologique est amplifiée, voire provoquée par l'impact de l'Homme à travers les barrages, les rejets des villes, la destruction des zones humides (Schnitzler-Lenoble and Carbiener, 2007) entraînant une perturbation des NEF. D'après nos résultats, la perturbation des NEF par les activités anthropiques entraîne une augmentation des potentiels NP terrestres et une perte des potentiels NR terrestres, ce qui corrobore les résultats d'autres études (Lomnický et al., 2019; Uribe et al., 2018).

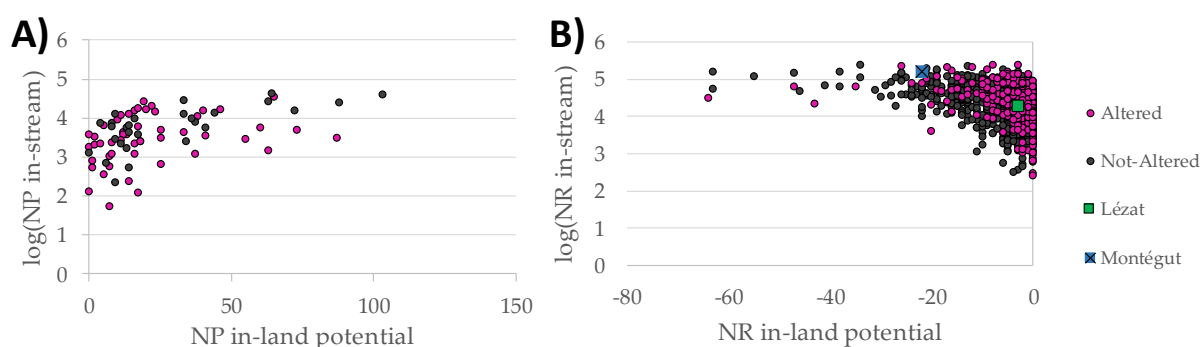


Figure 84: Corrélation entre le potentiel des bilans nets en nitrates (NNB) terrestres et le logarithme des NNB aquatiques ($\text{kgN.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$) pour (A) la fonction d'élimination des nitrates (NR avec $\text{NNB} < 0$) et (B) la fonction de production des nitrates (NP avec $\text{NNB} > 0$). Les carrés indiquent les sous-systèmes auxquels appartiennent les tronçons de Lézat et de Montégut mesurés dans le projet STREAMES (Chapitre 3B).

L'agrégation des masses d'eau en sous-systèmes (Figure 85) montre les mêmes tendances que la figure 84b entre les fonctions NR terrestres et aquatiques. La corrélation est forte avec un R^2 égal à 0,68. Lorsque le potentiel NR terrestre atteint le potentiel -500, la fonction NR aquatique se stabilise autour de $100 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Ces valeurs vont dans le sens d'autres études ayant montré que la capacité d'épuration naturelle prenant place dans les cours d'eau est beaucoup plus faible que celle présente dans les sols (Pinay and Haycock, 2019; Sánchez-Pérez et al., 2003). Nous avons distingué les sous-systèmes situés à l'amont du bassin versant Garonne, ceux situés dans la zone intermédiaire du bassin et ceux situés en aval du bassin (Figure 85). Les sous-systèmes amonts possèdent une grande diversité en taille, forme et localisation pouvant expliquer l'amplitude de l'intervalle. À l'inverse, les sous-systèmes intermédiaires, localisés dans les plaines alluviales, présentent des éliminations dans le cours d'eau et dans les sols élevés. Les sous-systèmes auxquels appartiennent les stations de Lézat et de Montégut sont des sous-systèmes intermédiaires. Au contraire, les sous-systèmes aval sont caractérisés par des fonctions d'élimination faibles que ce soit dans les sols ou dans les cours d'eau. Ce dernier résultat apparaît logique étant donné que l'aval d'un bassin versant est soumis à davantage d'anthropisation (Sabater et al., 2018) et que les grands cours d'eau en aval possèdent des débits élevés ne facilitant pas les processus d'élimination.

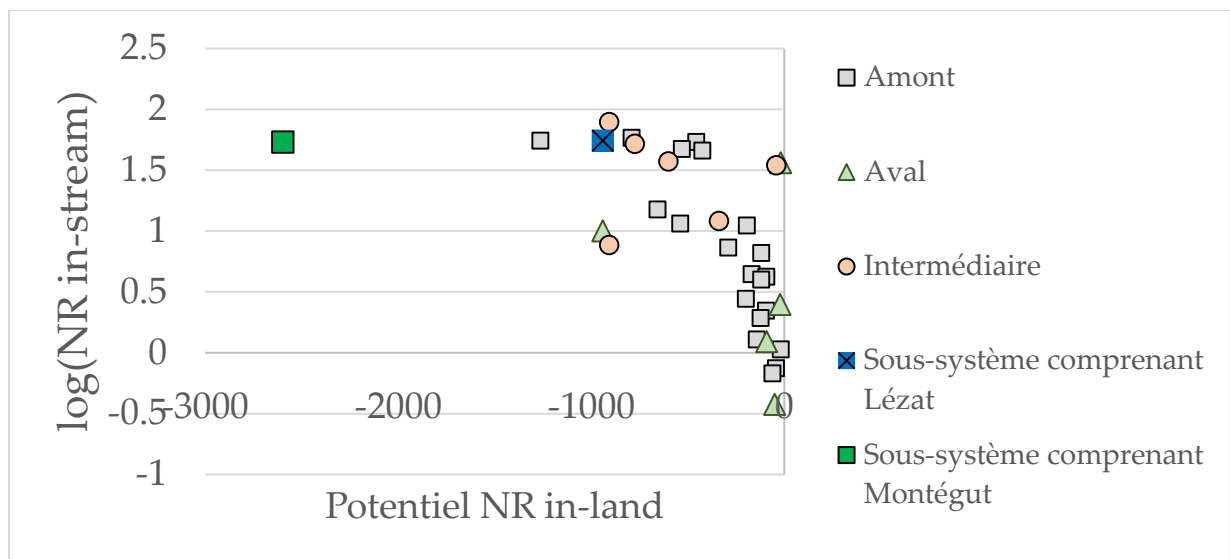


Figure 85: Corrélation entre le potentiel des NNB terrestres et le logarithme des NNB aquatiques ($\text{kgN.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$) de la fonction d'élimination en nitrates (NR où $\text{NNB} < 0$) à l'échelle des sous-systèmes. Les carrés indiquent les sous-systèmes auxquels appartiennent les tronçons de Lézat et de Montégut mesurés dans le projet STREAMES (Chapitre 3B).

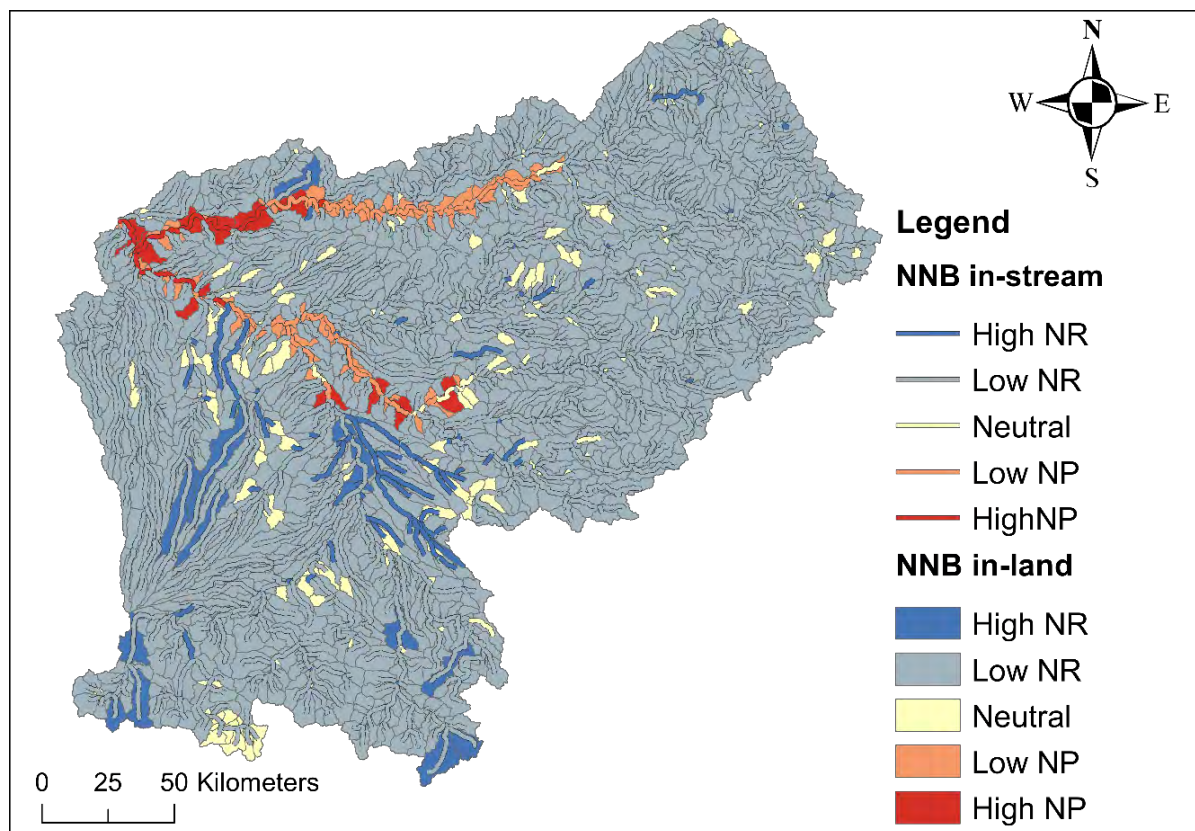


Figure 86 : Corrélation spatiale entre NNB aquatiques (in-stream) et terrestres (in-land) à l'échelle des masses d'eau de la Garonne. Les catégories des NNB terrestres et aquatiques sont définies dans la table 23. NR, fonction d'élimination en nitrates, correspond à des NNB négatifs, Neutral à des NNB égaux à 0 et NP, fonction de production en nitrates à des NNB positifs.

Il semble y avoir une corrélation entre les NNB terrestres et aquatiques. Nous nous sommes interrogées sur la spatialisation de ces fonctions NNB montrée en Figure 86. Dans la Figure 86, un ton sur ton (par exemple du rouge sur du rouge) exprime un même degré d'expression du potentiel de NNB avec soit une élimination (NR), soit une production (NP), soit un bilan neutre (NB) (en reprenant l'exemple, la couleur rouge correspond à un fort potentiel NP - High NP). 66,5% des masses d'eau ont la même catégorie de NNB dans les sols et dans le cours d'eau. 26% des cours d'eau ont des catégories de NNB divergents. Pour l'ensemble des NNB divergents, les fonctions NR et NP terrestre/ aquatique sont associées avec la fonction NB aquatique/ terrestre. La Figure 86 nous renforce dans l'idée d'une corrélation entre l'expression des NNB dans les sols et celui dans les cours d'eau. Comme ce qui a été démontré dans le chapitre 3, l'aval du bassin correspond à une zone de production de nitrates, zone également plus fortement anthropisée. De façon surprenante, les alentours de Toulouse sont caractérisés par de forts potentiels NR dans les sols pouvant être liés à l'intégration des stations d'épuration dans l'estimation des potentiels NNB.

3. Relation entre indicateurs NNB terrestres et aquatiques et indicateurs décrivant l'état d'une masse d'eau

La figure 87a est la répartition des indicateurs IBG-MPCE à l'échelle des masses d'eau pour l'ensemble des catégories de potentiels NNB existants de la version *Actual*. Plus le potentiel NR est élevé (classes NNB négatives), plus la proportion de bons indicateurs IBG-MPCE est grande. Inversement, pour des NP grands (classes NNB positives), les cours d'eau présentent de faibles valeurs IBG-MPCE, indiquant une mauvaise qualité des cours d'eau. L'indice IBG-MPCE est estimé à partir de l'abondance et de la diversité d'espèces des macroinvertébrés présentes dans le cours d'eau. Une plus grande diversité et une plus grande abondance des invertébrés sont donc corrélées à un fort potentiel NR des sols environnant le cours d'eau. Des berges riches en potentiels NR correspondent en général à des zones humides (Hansen et al., 2018) et des ripisylves développées (Schnitzler-Lenoble and Carbiener, 2007) ce qui favorise le développement du milieu naturel. Un milieu naturel est bénéfique aux écosystèmes fluviaux et riverains contribuant à l'abondance et à la diversité des macroinvertébrés présents dans le cours d'eau attenant (Heino et al., 2004; Holmquist et al., 2011). La figure 87b représente la répartition des indicateurs IBG-MPCE à l'échelle des masses d'eau pour l'ensemble des degrés de désaccord existants entre les NNB des états *Natural* et *Actual* (Chapitre 5 Section A.2.5). Un désaccord négatif représente une perte de fonctionnalités des NEF par rapport à la version *Natural* ou pristine tandis qu'un désaccord positif représente un gain de potentiels NEF dans la version *Actual*. Plus le désaccord négatif est important, c'est-à-dire la perte est importante, plus le milieu est caractérisé par un indice IBG-MPCE faible. Lors d'un désaccord important, il y a une forte perte de NEF probablement entraînée par une modification des paysages, de leur biotope et donc de la faune et de la flore. Il est également reconnu que les activités humaines ont des effets directs et indirects sur la diversité de la biosphère. En effet, la chasse, la pêche, les pratiques agricoles, la gestion des cours d'eau, les activités

ludiques vont soumettre la biosphère à des pressions entraînant la disparition d'espèces et par conséquent la réduction des services écosystémiques (Charles and Dukes, 2007). La disparition de la faune et la flore peut être due à la confrontation avec une espèce invasive (Stiers et al., 2011), à la perte des caractéristiques du biotope requises pour la survie d'une espèce, à un épisode de pollution (MacNeil and Briffa, 2009), à la destruction des habitats (Canobbio et al., 2009; Miyake et al., 2005), à la réduction de la mobilité des espèces (Gjerløv et al., 2003)... Depuis 2019, l'indice IBG-MPCE a laissé place à un nouvel indice I2M2 (Montes et al., 2012) pour attribuer un état écologique aux cours d'eau selon les normes européennes. Ce nouvel indice plus approfondi différencie les habitats des écosystèmes riverains attenants aux cours d'eau. I2M2 permet d'établir la qualité de l'habitat d'un cours d'eau et de la zone riveraine associée (Montes et al., 2012). En effet, cet indice part du postulat qu'un écosystème riverain naturel va favoriser le développement des macroinvertébrés au sein des cours d'eau. Notre étude arrive à cette conclusion en utilisant l'indice IBG-MPCE, il serait alors intéressant de rechercher une relation entre NNB et l'indice I2M2. Cela pourra être envisageable dans quelques années lorsque le nombre de prélèvements sera assez important pour être comparé.

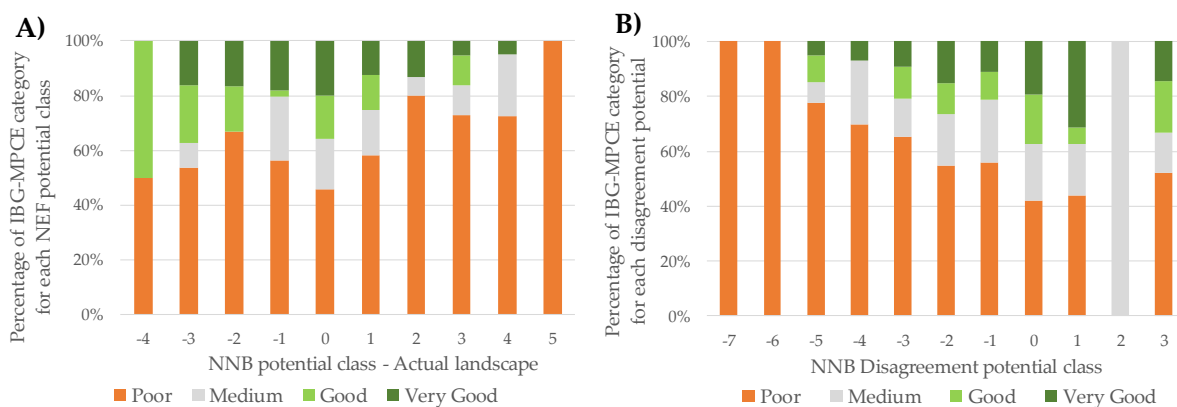


Figure 87: Comparaison entre les NNB terrestres et l'indice IBG-MPCE avec (A) le pourcentage de chaque catégorie IBG-MPCE pour chacune des classes de potentiels NNB et (B) le pourcentage de chaque catégorie IBG-MPCE pour chacune des classes de désaccord NEF entre les versions Natural et Actual. IBG-MPCE catégorie : Very Good : très bon ($MCPE > 18$), Good : bon (16-18), Medium : moyen (14-16) ou Bad : mauvais (< 14).

Nous avons regardé de la même manière la corrélation entre les NR aquatiques et terrestres à l'échelle des sous-systèmes et l'Index d'Altération Hydrologique (IAH) (Figure 88). Plus la fonction NR est importante, moins la rivière est altérée. Ce postulat semble valable à la fois pour les NNB terrestres et aquatiques. En effet, la Figure 88 montre que les cours d'eau très altérés (IAH inférieur à 0,9) ne sont pas caractérisés pas des NR importants. Ceci est à mettre directement en lien avec le processus de dilution des cours d'eau étant donné que l'IAH est faible pour des cours d'eau soumis à un stress hydrique. Moins il y a d'eau, plus la valeur du IAH est faible et moins la fonction NR est performante.

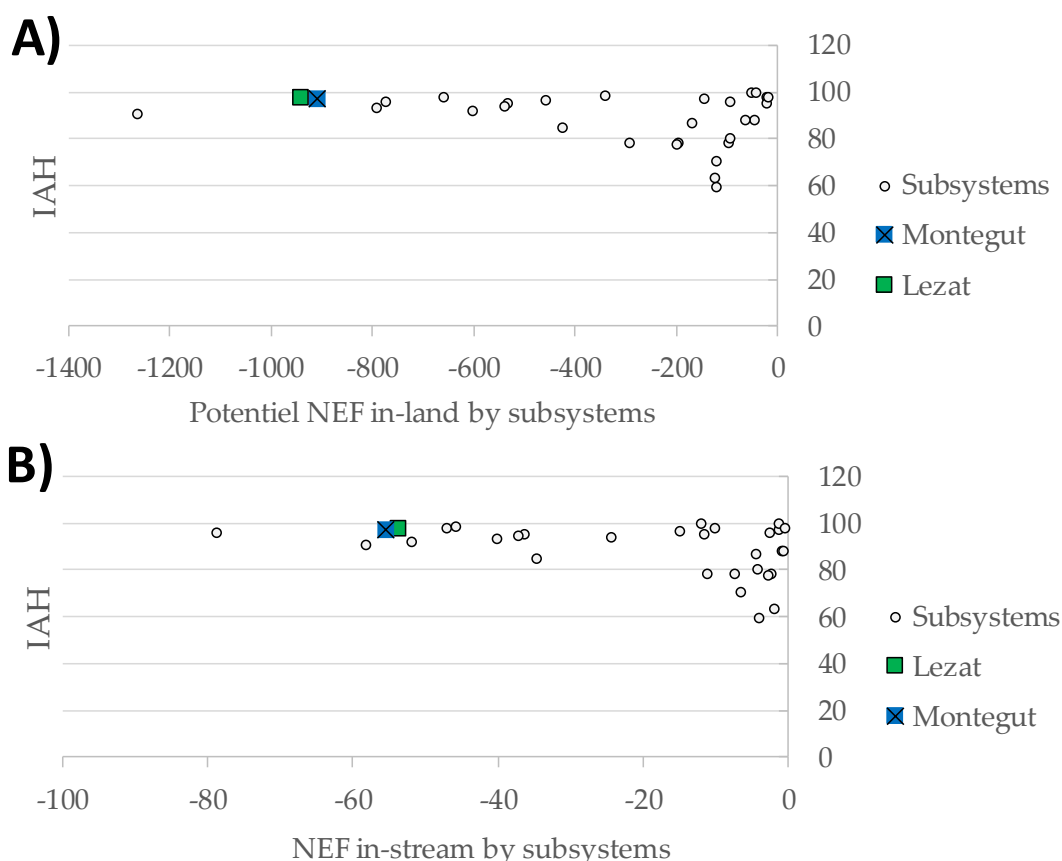


Figure 88: (A) Corrélation entre l'Indice d'Altération Hydrologique (IAH) et le potentiel NNB terrestre par sous-système et (B) Corrélation entre l'IAH et le potentiel NNB aquatique par sous-système. IAH est compris entre 0 et 100%, 100% indiquant un cours d'eau non altéré. Les carrés indiquent les sous-systèmes auxquels appartiennent les tronçons de Lézat et de Montégut mesurés dans le projet STREAMES (Chapitre 3B).

Au vu de ces relations (Figure 87 et Figure 88), si un cours d'eau est trop altéré (IAH faible) ou un cours d'eau de mauvaise qualité (IBG-MPCE faible), les fonctions d'élimination NR ne seront pas élevées. La perte des fonctions écologiques est entraînée par l'accélération de la dégradation du milieu. L'importance de l'environnement physique et biologique dans l'expression des processus de régulation des nitrates a été démontrée dans plusieurs études (Revsbech and Sørensen, 1990; Reynolds and Edwards, 1995; Sauvage et al., 2018; Yao et al., 2017b). Il serait intéressant d'observer l'influence des plans de réhabilitation des cours d'eau et des zones humides associées dans l'amélioration des NEF. Est-ce que l'amélioration est immédiate ou y-a-t-il un temps de résilience ? Quelles sont les relations entre NEF et indicateurs de la quantité et de la qualité de l'eau et des sols ? Ces relations sont-elles directes ou indirectes ? La corrélation positive ou négative ? Quel serait le protocole optimal permettant d'améliorer de façon maximale la fonction NR tout en minimisant la fonction NP ? De nombreuses questions restent en suspens et davantage de recherches dans ce domaine permettraient d'apporter des clés de réponses à ces questions.

4. Conclusion

Le service de régulation des nitrates dans l'eau peut être quantifié à partir d'indicateurs tels que les fonctions écologiques régulant les nitrates pouvant être soit une fonction d'élimination (NR) soit une fonction de production (NP) en nitrates ayant lieu dans les sols et/ou dans l'eau. Cette étude présente

l'existence d'interactions entre les NR et NP dans les sols du bassin versant Garonne, mais également entre les milieux terrestres et aquatiques. Les bilans nets entre les fonctions NP et NR (NNB) des compartiments sols et eau sont ainsi étudiés. Enfin dans un troisième temps, cette étude a analysé les relations avec d'autres indicateurs tels que l'indice des macroinvertébrés IBG-MPCE ou l'Index d'Altération Hydrologique (IAH).

NP et NR n'évoluent pas de façon linéaire et sont variables en fonction des paysages et en particulier des occupations de sols. La fonction NR est favorisée dans les zones humides et dans les cours d'eau non altérés hydrologiquement tandis que la fonction NP est plus présente au sein des terres agricoles et aux alentours des cours d'eau altérés. Les NNB des milieux terrestres et aquatiques ont la forme d'une courbe à plateau avec un plateau atteint pour les NNB aquatiques. Ainsi, les NNB aquatiques sont moins importantes que les NNB terrestres. La spatialisation des NNB a démontré que les deux compartiments (sol et eau) étaient étroitement liés étant donné que les tendances sont à 66,5% similaires. Finalement, cette étude a montré les liens existants entre (NR) et (NP, IBG-MPCE, IAH). La comparaison entre NNB terrestres et IBG-MPCE a montré qu'un écosystème riverain où les fonctions NR sont importantes va améliorer la qualité du cours d'eau attenante. Un cours d'eau altéré sera caractérisé par une production en nitrates plus importante et une élimination plus faible. Ces cours d'eau altérés et/ou de mauvaise qualité seront accompagnés d'une perte des fonctions écologiques, une accélération de la dégradation du milieu. Ces résultats étaient attendus à la vue des études in-situ à petites échelles déjà effectuées au niveau du bassin versant Garonne, mais cette étude innove en permettant d'estimer ces fonctions de régulation dans les sols et dans l'eau à l'échelle d'un bassin versant entier tout en mettant en évidence le niveau de dégradation des milieux. Ces résultats encourageants incitent de futures recherches à observer l'importance de la restauration des cours d'eau et des zones humides associées dans l'amélioration des fonctions écologiques de régulation des nitrates. La détermination des fonctions écologiques de régulations des nitrates a été menée sur le bassin versant de la Garonne, mais cette méthodologie peut-elle être reproduite à plus large échelle ? Les variabilités pédo-climatiques ont-elles une influence sur ces fonctions et sur leurs interactions entre elles ? C'est sur ces problématiques que se penchera la dernière section de ce chapitre.

C. Relations exploratoires entre les fonctions écologiques de la régulation des nitrates des sols et celles des cours d'eau à l'échelle du Sud-Ouest européen

1. Introduction

Ce chapitre s'est jusqu'ici focalisé sur la possibilité de modéliser les fonctions écologiques nitrates (NEF) des sols du bassin versant de la Garonne. Est-il également possible d'extrapoler la méthode développée au chapitre 5A au territoire du Sud-Ouest européen (SUDOE) ? Existe-t-il des relations entre les NEF prenant place dans les cours d'eau et celles dans les sols des versants du territoire SUDOE ? Sont-elles identiques à celles détectées dans le bassin versant de la Garonne (Chapitre 5B) ? Existe-t-il des facteurs environnementaux influençant les NEF terrestres à l'échelle du SUDOE ? Les NEF terrestres sont-elles corrélées à d'autres indicateurs comme les indicateurs économiques et de gouvernance liés à la gestion de l'eau ? Ces questions émergent des discussions des chapitres précédents. La dernière section de ce chapitre présente des études préliminaires permettant d'apporter des clés de réponses à ces questionnements.

Cette section se divise donc en trois parties : (1) la production et l'analyse des cartes de Nitrate Net Balance (NNB) terrestre du territoire SUDOE, (2) la recherche de facteurs d'influence expliquant les potentiels NNB terrestres, et (3) la recherche de relations entre les NNB terrestres et aquatiques et d'autres indicateurs pouvant être corrélés. La première partie reprend la méthodologie développée dans la section A de ce chapitre et l'applique à l'ensemble du territoire SUDOE en utilisant les données récoltées et présentées dans le chapitre 4A. La seconde partie analyse les relations entre les NNB terrestres et les facteurs d'influence à partir d'analyses statistiques. Enfin, la troisième partie s'intéresse aux relations entre NNB terrestre et NNB aquatique (déterminées au chapitre 5B). Une recherche de facteurs corrélés à ces NNB terrestres et aquatiques a également été menée à partir d'analyses statistiques pour en tirer des résultats préliminaires.

2. Matériel et Méthode

1. NNB, NP et NR dans les sols

La cartographie des potentiels des NNB dans les sols se fonde sur une analyse spatiale multicritère à partir de la superposition de couches de données issues de la télédétection. Cette méthodologie est la même que celle employée sur le bassin versant de la Garonne au chapitre 5A. Les NNB terrestres, à l'image des NNB aquatiques, sont divisés en deux groupes de fonctions : (1) les fonctions d'élimination des nitrates (NR), et (2) les fonctions de production en nitrates (NP). Le NNB est relatif et calculé comme la différence entre un potentiel de production (NP) et d'élimination (NR) des nitrates dans les sols. Un groupe de dix experts en hydrobiogéochimie, pédologie et écologie a permis de mettre en évidence sept variables clés ayant une influence sur les fonctions NP et NR : 5 variables d'entrée attribuant les potentiels NP et NR et 2 variables limitantes contraignant le modèle. Les potentiels NP et NR ont été estimés à dire d'expert. Ils sont classés sur une échelle allant de 0 (aucun

potentiel) à 9 (potentiel maximum). La superposition des potentiels estimés permet de déterminer le potentiel NP et NR. La différence entre le potentiel NP et NR permet d'obtenir le NNB potentiel.

Cette méthodologie permet ainsi de déduire le potentiel NP et NR à l'échelle du SUDOE et par différence le potentiel NNB. Un potentiel NNB positif indique une production nette en nitrates tandis qu'un potentiel négatif signifie une élimination nette en nitrate. Si le potentiel NNB est égal à 0, le bilan est neutre (NB).

2. Variables utilisées pour estimer les potentiels NP et NR

Les données utilisées pour déterminer les potentiels NP et NR à l'échelle du territoire SUDOE sont détaillées dans la table 25. Le choix des données dans l'estimation de ces potentiels est expliqué dans la section A de ce chapitre. L'occupation de sol, la teneur en carbone organique, la pente, la température de l'air et le pH du sol vont influencer les potentiels NP et NR du sol. La section A de ce chapitre utilise également la cartographie des zones humides dans l'estimation de ces potentiels. Cependant, cette carte n'est pas disponible à l'échelle du Sud-Ouest européen. Le programme européen de surveillance de la Terre, Copernicus, mené conjointement par l'EEA (European Environmental Agency) et par l'ESA (European Spatial Agency), met à disposition en accès libre une cartographie des zones ripariennes qui se fonde sur une approche de modélisation spatiale complexe en pourcentage de probabilité d'apparition générée en 2015 à partir de données datant de 2011 à 2013. Plus de détails sur l'obtention de cette cartographie sont disponibles dans le travail de Piedelobo et al., (2019). Même si cette donnée n'est qu'une probabilité d'apparition et non la présence réelle de zone riparienne, nous avons décidé de prendre cette estimation de la zone riparienne comme indicateur des zones humides. La carte est disponible à une échelle de 25 m, et est téléchargeable sur le site land.copernicus.eu.

3. Règles de notation des potentiels pour les experts

La table 26 présente les règles de notation attribuant un potentiel NP et NR à chacune des couches de données. Cette méthode permet de standardiser la classification en 10 classes de potentiel. Les données de température de l'air et du pH sont les deux variables limitantes du modèle. Au-delà et en deçà d'une certaine température ou d'un certain pH, aucun processus ne peut avoir lieu dans les sols. Ces limitations ont été déterminées à partir de recherches bibliographiques (plus de détails sont disponibles dans la section A de ce chapitre). Les cinq autres variables permettent d'attribuer un potentiel NR et NP au pixel. Un potentiel égal à 0 signifie que le processus est inexistant tandis qu'un potentiel de 9 indique une expression de la fonction maximale. Une fois la reclassification effectuée, les données sont superposées à partir d'outils disponibles sur Arcgis 10.4. Un poids de 20% a été attribué aux cinq variables d'entrée, les variables limitantes venant limiter le modèle a posteriori. Une étude de sensibilité dans l'attribution des poids a été effectuée dans la section A de ce chapitre et n'a pas été menée dans cette section à l'échelle du SUDOE. En effet, ce travail utilise les mêmes facteurs de pondération que ceux déterminés dans la section A de ce chapitre étant donné que les données d'entrée sont sensiblement les mêmes. Une comparaison des potentiels NNB obtenus dans le chapitre 5A et les

potentiels déterminés dans cette étude sont sensiblement les mêmes. En effet, l'étude du chapitre 5A menée sur la Garonne a déterminé un ratio de 9%/48%/43% pour les fonctions NR/NB/NP tandis que cette étude estime ces proportions à 9%/37%/54% pour les fonctions NR/NB/NP.

Le calcul du potentiel en un point donné est déduit par :

$$P = \sum_{i=0}^n w * X_i * \prod_{j=1}^k Y_j \quad (\text{Eq. 53})$$

Avec X_i le potentiel variant de 0 à 9 de la variable d'entrée i , Y_j le potentiel de la variable limitante j , w le facteur de pondération fixé (=20%), n le nombre de variables d'entrée (=5) et k le nombre de variables limitantes (=2). Au final, la valeur du potentiel P peut être répartie en 10 classes de potentiel variant de 0 à 9.

La différence des potentiels P consommateur et producteur en nitrates permet d'obtenir les potentiels NNB. Le potentiel NR est la somme des classes de potentiel NNB allant de $i=-9$ à -1 représentant une élimination en nitrates ($n=-1$) ; le potentiel NP est la somme des classes de potentiel NNB allant de $i=1$ à 9 représentant une balance en faveur de la production de nitrates ($p=9$) ; enfin, le potentiel NB est le nombre de pixels avec un NNB égal à 0 dans l'entité géographique x .

Table 25: Description des bases de données utilisées dans cette étude pour déterminer les potentiels de production et d'élimination en nitrates.

Data type	Purpose	Owner institution	Website and prime source
Land use map, Corine Land Cover 2012 ~ 150m	Assessment of the actual land use and the effect of this land use on the nitrate producer/consumer potential	EEA: Copenhagen, Denmark	Büttner et Kosztra (2014)
Europe Soil Organic Carbon (SOC) ~ 1km	Assessment of the one of the reagent of the nitrification and denitrification reactions	European Soil Data Centre (ESDAC)	Yusuf Yigini and Panos Panagos (2016), European Commission, esdac.jrc.ec.europa.eu
Actual riparian zone ~ 25 m	Assessment of the riparian zone in the basin where nitrogen cycle processes are more activated	Copernicus Land Monitoring Service	Piedelobo et al. (2019), land.copernicus.eu
Global Digital Elevation Model - Shuttle Radar Topography Mission ~ 1km	Assessment of the distance to the river and slope range, proxy of the nitrate leaching and soil humidity	National Geospatial-Intelligence Agency (NGA) and NASA, USA	Gesch et al. (2006)
Air temperature grid of WorldClim dataset ~ 1 km	Air temperature is used as a proxy of soil temperature which limited or activated the nitrogen cycle processes	Feed The Future, USA	(Fick and Hijman, 2017) www.feedthefuture.gov
European Soil pH ~ 500m	Soil pH can inhibit, restrict or activate the nitrogen cycle processes	European Soil Data Centre (ESDAC)	Ballabio et al. (2019), European Commission, esdac.jrc.ec.europa.eu

Table 26: Règles de notation élaborées « à dire d'expert » par les experts scientifiques en biogéochimie pour prédire les potentiels de production (NP) et d'élimination en nitrates (NR) en fonction des 6 variables d'entrée utilisées. La notation varie entre 0 et 9, 0 indiquant « pas de processus » et 9 un « processus maximal ».

Factor	Scoring rule	Illustrative diagram	Explanation
Land use	Attribution of discrete potential score		Forests producer and consumer nitrate and so have a net-zero balance of nitrate. Agriculture has a positive balance of nitrate because of the fertilizer applications. Urban area releases and eliminates nitrates thanks to waste water treatment plant, the balance is positive.
Riparian presence	Decreasing or Increasing sigmoid		Wetlands are nitrate producer and consumer, the balance is negative (more nitrate is eliminated). In no-wetlands area, a same potential of nitrate-producer is applied.
Soil Organic Carbon	Increasing sigmoid function		Soil with high organic carbon content activated nitrate cycle processes including nitrate production and consumption. The potential trends are similar for both processes and the net balance is equal to zero. For a certain amount of organic carbon, there is a plateau effect.
Distance to water courses	Decreasing or Increasing sigmoid		The distance to river is a proxy soil humidity and also a proxy of potential leaching. The nitrate-producer of an area is increasing with river distance with aerobic soil and ripisylve absence. In the opposite, the nitrate-consumer potential is higher closest to the river with hypothetically a presence of ripisylve and anoxic soil.
Terrain slope	Increasing sigmoid function		Smooth slopes promote nitrate cycle processes whereas steep slopes avoided processes and encourage leaching.
Constraints	Scoring rule	Illustrative diagram	Explanation
pH value	Levels of inhibition and activation of processes		
Air temperature	Levels of inhibition and activation of processes		

4. Variations des NNB du Sud-Ouest européen en fonction de leur localisation géographique

Les résultats des sections précédentes ont montré que les potentiels NNB des cours d'eau sont reliés aux occupations des sols (Chapitre 3A) et aux NNB des sols (Chapitre 5B) dans le bassin versant de la Garonne. Cette étude se questionne (1) sur la variation des NNB des versants en fonction de leur localisation spatiale provoquée par la variabilité pédoclimatique, (2) sur la variation des NNB par les différents usages du sol le long du territoire SUDOE, et (3) sur les liens existants entre NNB des sols et NNB des cours d'eau.

Après avoir obtenu les bilans des nitrates dans les sols des versants du SUDOE, une corrélation entre aires urbaines et potentiels NNB des sols a été recherchée. Cette corrélation part de l'hypothèse que l'occupation du sol influence les potentiels NNB (chapitre 3A), et que les villes ont un impact sur les fonctions écologiques du cours d'eau (chapitre 3A) – et donc probablement sur ceux des sols. L'aire d'influence urbaine des grandes villes (Figure 89) découle des limites administratives locales (référence du recensement 2011), gérées par Eurostat-GISCO et basées sur l'EuroGeographics EuroBoundaryMap v.6 et EBM 6.2. Ces aires d'influence délimitent les grandes villes définies selon la caractérisation des villes de la CE-OCDE et sont utilisées pour la collecte de données de l'Audit urbain d'Eurostat. Cette carte représente l'aire urbaine pour la période 2011 et 2014 et peut être téléchargée sur le site <http://ec.europa.eu/eurostat/web/gisco/geodata/reference-data/administrative-units-statistical-units>.

De même, une corrélation entre les potentiels NNB et le réseau européen Natura 2000 a été explorée. Les zones Natura 2000 visent à une meilleure prise en compte des enjeux de biodiversité dans les activités humaines (Mucher, C.A. et al., 2009) (Figure 89). Les sites Natura 2000 sont des zones occupées par l'homme et ses activités, mais avec une réglementation plus stricte afin de protéger un certain nombre d'habitats et d'espèces. Les zones Natura 2000 présentent une gestion collective, participative et durable répondant à certaines exigences économiques, sociales et culturelles.

Dans l'objectif de comprendre si les NNB des versants ont une influence sur les NNB des cours d'eau, cette étude a essayé de démontrer s'il existait une corrélation entre mesures *in situ*, effectuées dans les cours d'eau à l'échelle européenne (projet STREAMES présentées dans le chapitre 3B) et les potentiels NNB des sols environnants. La moyenne interannuelle des prélèvements effectués aux 5 stations (localisation Figure 89) a été comparée aux potentiels NNB des sols déterminés à partir du modèle « à dire d'expert ». Nous avons fait le choix de comparer l'ensemble des pixels environnant les points de prélèvements dans un rayon de 2 km pour analyser s'il existe une corrélation entre environnement proche (~2km) et les taux d'élimination du cours d'eau (mesures *in situ*).

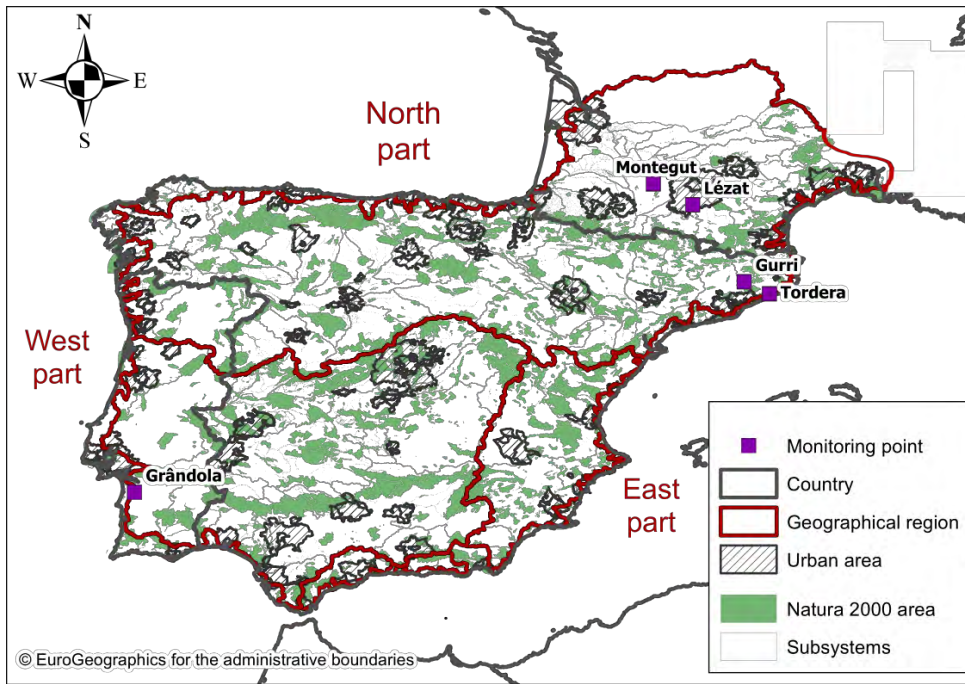


Figure 89: Localisation du domaine du Sud-Ouest européen étudié, des points de prélèvements effectués durant le projet STREAMES (monitoring point), des frontières (country), des zones géographiques (North part, West part, West part), des sous-systèmes étudiés (subsystems), des aires urbaines des grandes villes (urban area) et des zones Natura 2000 classées par l'EEA (Natura 2000 area).

5. Analyses statistiques

Des analyses statistiques simples ont été menées sur les potentiels NNB terrestres et aquatiques obtenus à l'échelle du SUDOE selon la méthode présentée dans la section A de ce chapitre afin de comprendre les variations spatiales de ces potentiels et les facteurs d'influence éventuels. Dans un objectif de simplification, les potentiels ont été calculés à l'échelle des sous-systèmes (Figure 89) et des pays (Figure 89).

Dans l'entité géographique x (sous-systèmes, pays), le pourcentage de surface occupé par chacune des classes de potentiels de NNB a pu être généré à partir du nombre de pixels de la classe i de l'entité géographique x divisé par le nombre total de pixels de l'entité géographique x . Le potentiel total de l'entité géographique x est alors calculé comme suit :

$$\begin{cases} \text{NR potential}_x = \sum_{i=-9}^n \text{Potential}_i \times \text{Number of pixels}_i \\ \text{NP potential}_x = \sum_{i=1}^p \text{Potential}_i \times \text{Number of pixels}_i \\ \text{NB potential}_x = \text{Number of pixels}_0 \end{cases}$$

La moyenne arithmétique de ces potentiels NR, NP et NB par le nombre de pixels total du processus NR, NP ou NB présent dans l'entité géographique x a été effectuée. La moyenne des NB est toujours égale à 1.

Une comparaison entre la moyenne interannuelle des NNB aquatiques et la moyenne des potentiels NNB des sols par sous-système a été effectuée. Les sous-systèmes ont été distingués par l'indice d'altération hydrologique (IAH, plus de précisions chapitre 4A) moyens des cours d'eau du sous-système et par l'occupation du sol dominante du sous-système. Les sous-systèmes sont considérés

altérés pour un IAH inférieur à 0,9 et non altérés lorsque la valeur du IAH est supérieure à 0,9, étant donné qu'il est impossible pour une zone urbaine ou une zone humide d'occuper plus de 30% de la superficie du sous-système. L'occupation du sol dominante pour un sous-système a été déterminée comme suit : le sous-système est à dominante agricole pour une surface agricole supérieure à 40% de la surface totale du sous-système, à dominante forestière pour une surface forestière supérieure à 40%, à dominante urbaine pour une occupation supérieure à 10% et à dominante zone humide pour une surface supérieure à 4%. Deux sous-systèmes du SUDOE présentent à la fois des zones urbaines occupant plus de 10% de la surface du sous-système ainsi que des zones humides recouvrant plus de 4% de la surface totale. Dans ces deux cas, nous avons considéré une occupation du sol particulière nommée « Urban + Wetland ».

Les chapitres 3 et 4 ont déterminé des facteurs d'influence pouvant expliquer la variabilité spatiale des fonctions écologiques dans les cours d'eau et dans les sols. Plusieurs analyses en composante principale mixte (ACPMix) ont donc été effectuées à partir du logiciel R et de la librairie « PCAmixdata ». L'ensemble de ces analyses a été effectué à l'échelle des sous-systèmes.

La première ACPmix (PCAmix1) a eu pour objectif de déterminer des corrélations entre les NNB terrestres et des facteurs environnementaux tels que le débit, la pente, les flux de nitrates, les occupations des sols (PCAmix1, Table 27). Les variables environnementales choisies ont été sélectionnées en fonction des résultats obtenus dans les chapitres précédents. En effet, le chapitre 3 démontre que les NNB des cours d'eau sont corrélés aux variables hydromorphologiques, biologiques et chimiques des cours d'eau et aux occupations du sol, tandis que la section B de ce chapitre met en évidence l'existence de relations entre les NNB des cours d'eau, les NNB des versants et autres indicateurs (qualité des sols et des eaux de surfaces, altérations des cours d'eau). La seconde ACPmix (PCAmix2, Table 27) a permis de déterminer l'existence de relations entre les NNB terrestres, les NNB aquatiques et les variables d'occupations du sol (pourcentage d'occupation, densité de population). Enfin, la dernière ACPmix (PCAmix3, Table 27) a eu pour objectif de déterminer si les fonctions NNB terrestres et aquatiques pouvaient être expliquées par les 12 indicateurs environnementaux (4), économiques (4) et de gouvernance (4). Ces indicateurs ont été sélectionnés, calculés au sein du projet Aguamod à l'échelle des sous-systèmes et sont disponibles sur le site <http://www.aguamod-sudoe.eu/handbook/>. Plus de détails sur le calcul et la description de ces indicateurs sont disponibles sur <http://www.aguamod-sudoe.eu/handbook/>. Ces 12 indicateurs varient entre 0 et 1 et sont reliés à la gestion de la ressource en eau, 0 indiquant une mauvaise performance de l'indicateur et 1 une performance optimale. Par exemple, ENV1 est l'indicateur de soutenabilité de la demande en eau urbaine, un indicateur égal à 0 indique que le sous-système n'arrive pas à alimenter ces villes en eau de surface, un indicateur égal à 1 signifie que l'alimentation en eau urbaine est effectuée dans sa totalité en eau de surface. ECO1 est un indicateur économique représentant la productivité apparente moyenne de l'eau dans le secteur primaire, un indicateur proche de 0 représente un sous-système peu productif dans le secteur primaire dû au manque d'eau tandis qu'un indicateur proche de 1 indique un sous-système

très productif, où le mètre cube d'eau de surface rapporte un profit conséquent au secteur primaire. GOB1 est un indicateur de gouvernance des outils utilisés dans la gestion de la ressource en eau. Un indicateur égal à 0 indique qu'aucun outil n'est utilisé dans la gestion de la ressource en eau tandis qu'un indicateur proche de 1 signifie que de nombreux outils sont utilisés.

3. Résultats et Discussions

Les résultats obtenus dans cette section sont préliminaires et sont présentés ici à titre exploratoire pour tenter d'apporter des éléments de réponse et de discussion autour de l'évaluation des fonctions écologiques de régulations des nitrates prenant place dans les sols et dans les cours d'eau à l'échelle du Sud-Ouest européen.

1. Analyse SIG des cartes des potentiels NNB des sols

L'estimation des NNB (Figure 90) découle des cartes des potentiels producteurs (Figure 90a) et consommateurs (Figure 90b) déterminés à dire d'expert. Les potentiels de bilan net en nitrates des versants sont majoritairement caractérisés par une production en nitrates. Seuls les potentiels NNB des bassins versants du Duero, de l'Adour et de la Dordogne, présentant de nombreuses zones humides, penchent en faveur d'une élimination des nitrates (NR). La partie de la zone montagneuse Pyrénéenne la plus haute ne présente aucun processus, étant donné que la température annuelle y est trop faible (inférieure à 5°C). La fonction NR, découlant de la balance NNB, représente uniquement 6% du territoire, la fonction NB 26% tandis que la fonction NP dominante recouvre 68% du territoire SUDOE. Il semble y avoir une distinction entre les potentiels situés en amont et ceux en aval de chacun des bassins versants du SUDOE. Les zones riveraines aux cours d'eau sont principalement dominées par des fonctions NR ou NB. Les zones de plaines majoritairement occupées par des zones humides sont occupées par des zones de faible NR. Les zones de fort NR (NNB<-2) représentent 0,25% de la surface totale du territoire. Ces zones sont principalement situées aux abords des cours d'eau. L'est de l'Espagne et le sud du territoire sont dominés à majorité par les fonctions NP. Ces zones fortement agricoles sont fertilisées et irriguées pour la plupart, mais ce sont également des zones présentant un taux important en matière organique, une grande distance à la rivière et caractérisées par de faibles pentes. Le sud du SUDOE est également caractérisé par des températures moyennes annuelles plus élevées tandis que l'est du territoire SUDOE présente des valeurs de pH plus élevées.

La figure 91 représente la proportion par sous-système des fonctions NP, NR et NB déduite des différentes classes de NNB. Les sous-systèmes du territoire SUDOE sont majoritairement occupés par la fonction NP. Les surfaces des sous-systèmes du nord-ouest de l'Espagne sont entièrement occupées par la fonction NP. La figure 92 représente la moyenne arithmétique des potentiels NP (Figure 92a) et NR (Figure 92b) découlant du potentiel NNB pour chacun des sous-systèmes. Le potentiel NP est plus important sur les zones côtières de l'ensemble du territoire. Le potentiel NR quant à lui est plus fort dans les sous-systèmes présentant les grands cours d'eau tels que la Garonne, le Duero, l'Ebre, le Guadiana et le Guadalquivir.

Table 27: Description des variables utilisées dans les différentes Analyses en Composantes Principales Mixtes (PCAmix).

Indicators	Variables	Description	Units	PCAmix1	PCAmix2	PCAmix3
Ecological Function	NNB.inland	Potential of Nitrate Net Balance in-land	-	x	x	x
	NR.inland	Potential of Nitrate Removal in-land	-	x	x	x
	NP.inland	Potential of Nitrate Production in-land	-	x	x	x
	NNB.instream	Nitrate Net Balance in-stream	gN.m ⁻² .d ⁻¹		x	x
	Cost_NNB_instream	Avoid Cost permits by NNB in-stream	€		x	x
	SE	Economic Valuation of Nitrate Regulation Services	€		x	x
Subsystem's characteristics in-land and in-stream	Area	Area of the subsystem	ha	x		
	Q	Discharge	m ³ .s ⁻¹	x		
	NO3	Nitrate load	kg.yr ⁻¹	x		
	Artificial	Percent of the artificial areas in the subsystem	%	x	x	
	Agriculture	Percent of the agricultural areas in the subsystem	%	x	x	
	Forest	Percent of the forest an semi-natural areas in the subsystem	%	x	x	
	Water	Percent of the water body areas in the subsystem	%	x	x	
	Wetlands	Percent of the wetland areas in the subsystem	%	x	x	
	Pop	Population density	hab.km ⁻²	x	x	
	Slope	Average slope in rivers in the subsystem	%	x		
	Length	River length	km	x		
	Riparian	Percent of riparian area in the subsystem	%	x		
	Width	River width	m	x		
	Depth	River depth	m	x		
	Elev	Average Elevation of the subsystem	m	x		
	Project	Part of SUDOE territory (North, East or West part)	-	x	x	
	LULC	Type of the dominant land use in the subsystem	-	x		
	COUNTRY	Main country of the subsystem	-			x
Environmental	ENV1	Water sustainability of urban supply	-			x
	ENV2	Water sustainability of hydrological alteration Index	-			x
	ENV3	Water sustainability of agricultural supply	-			x
	ENV4	Index of magnitude of common droughts	-			x
Economical	ECON1	Apparent average water productivity in the primary sector	-			x
	ECON2	Apparent average water productivity in the agriculture	-			x
	ECON3	Apparent average water productivity in the secondary sector	-			x
	ECON4	Apparent average water productivity in the tertiary sector	-			x
Governance	GOB1	Governance tools at the local level	-			x
	GOB2	Level of transparency	-			x
	GOB3	Participation in Planning	-			x
	GOB4	Participation type	-			x

La figure 92 montre que les sous-systèmes du sud du SUDOE présentent en moyenne des potentiels NP et NR plus importants que les sous-systèmes situés au nord du territoire. La table 28 présente la proportion par région des potentiels NP, NR et NP et des moyennes de ces critères de chaque région délimitée dans la figure 89. Les moyennes NP et NR ne sont pas différentes entre les régions contrairement aux bilans nets des nitrates qui sont plus faibles pour le nord du territoire (0,77) (Table 28). En termes de proportion, les zones présentant une production en nitrates sont majoritaires avec une occupation spatiale minimale de 61%. La partie nord du SUDOE (Figure 89) a la proportion de NP la plus faible et présente également les potentiels NB et NR les plus élevés avec respectivement 32% et 8% de la surface totale de la partie nord. Les fonctions écologiques de régulation des nitrates sont moins intenses au nord du SUDOE, mais la fonction d'élimination occupe une superficie plus importante. Cela

pourrait s'expliquer par les conditions pédoclimatiques moins clémentes pour ces fonctions NR et par la présence de la chaîne de montagnes des Pyrénées où les fonctions sont moins intenses et l'impact anthropique plus faible.

Table 28: Moyennes du bilan net des nitrates (NNB_wgh), de l'élimination des nitrates (NR_wgh) et de la production de nitrates (NP_wgh) et proportion des fonctions NR, NP et balance neutre (NB) moyenne par région géographique : la partie nord, la partie est, la partie ouest (Figure 89).

	NNB_wgh	NP_wgh	NR_wgh	NP	NR	NB
East part	1.10	-1.17	1.56	74%	4%	22%
West part	1.09	-1.25	1.58	73%	5%	22%
North part	0.77	-1.17	1.42	61%	8%	32%

Les aires urbaines du territoire SUDOE sont représentées dans la Figure 90c, mais ne semblent pas être déterminantes pour la valeur du potentiel NNB. Ceci est principalement dû au fait que les experts ont estimé que les zones urbaines présentent à la fois des potentiels NP et NR pouvant entraîner une balance neutre des fonctions ou un déséquilibre en fonction des caractéristiques de la zone. En effet, les processus d'élimination sont favorisés par la présence de stations d'épuration et des milieux naturels urbains tandis que les rejets domestiques et d'entreprises favorisent la production de nitrates. McDonnell et al (2008) et Niezgodà and Johnson (2005) démontrent la complexification du gradient environnemental urbain grâce à la présence des parcs et des forêts urbaines qui favorisent les processus d'élimination en nutriments prenant place dans les sols et dans les cours d'eau. Ces études vont dans le sens de nos résultats encourageant, l'augmentation des restaurations de ces milieux en cœurs de villes urbanisées.

Une observation des NNB au sein des zones Natura 2000 montre que le bilan présente 23% de NR, 12% de NB et 66% de NP, (Figure 93). Le potentiel NR au sein des zones Natura 2000 est 3,7 fois plus important que dans le reste du territoire SUDOE. Cependant la proportion de NP ne diminue sensiblement pas entre une zone Natura et le reste du territoire. Comment expliquer les différences entre la moyenne des territoires et les zones Natura 2000 ? En effet, le modèle ne prend pas en compte cette délimitation des zones Natura 2000. De plus, les zones Natura 2000 ne se distinguent pas par leurs occupations du sol, mais par la présence de certains habitats et espèces. La mise en œuvre de la politique Natura 2000 en France consiste à trouver dans la mesure du possible une conciliation entre enjeux environnementaux (répondant aux directives « Habitat, Faune, Flore » (1992) et « Oiseaux » (2002)), socio-économiques et culturels. Les bâtiments et infrastructures déjà existants ne sont pas remis en cause. Toutefois, la mise en œuvre de nouvelles activités doit faire l'objet d'une évaluation d'incidence effectuée par un comité de pilotage attribué à chaque zone Natura 2000, pour déterminer si la mise en œuvre de la nouvelle structure va avoir un impact significatif sur les habitats et les espèces. Une hypothèse serait que cette gestion durable entreprise au sein des zones Natura 2000 est une conséquence indirecte sur les variables d'entrée choisies pour déterminer les potentiels NNB. En effet, le choix d'occupation de sol à un lieu donné va avoir une influence sur les potentiels NNB. Par exemple, l'implantation de nouvelles parcelles en grandes cultures en bord de rivières sera interdite ou encore la

préservation des ripisylves sera favorisée, ce qui va augmenter les fonctions de régulation des nitrates en accentuant le potentiel NR et en amenuisant le potentiel NP.

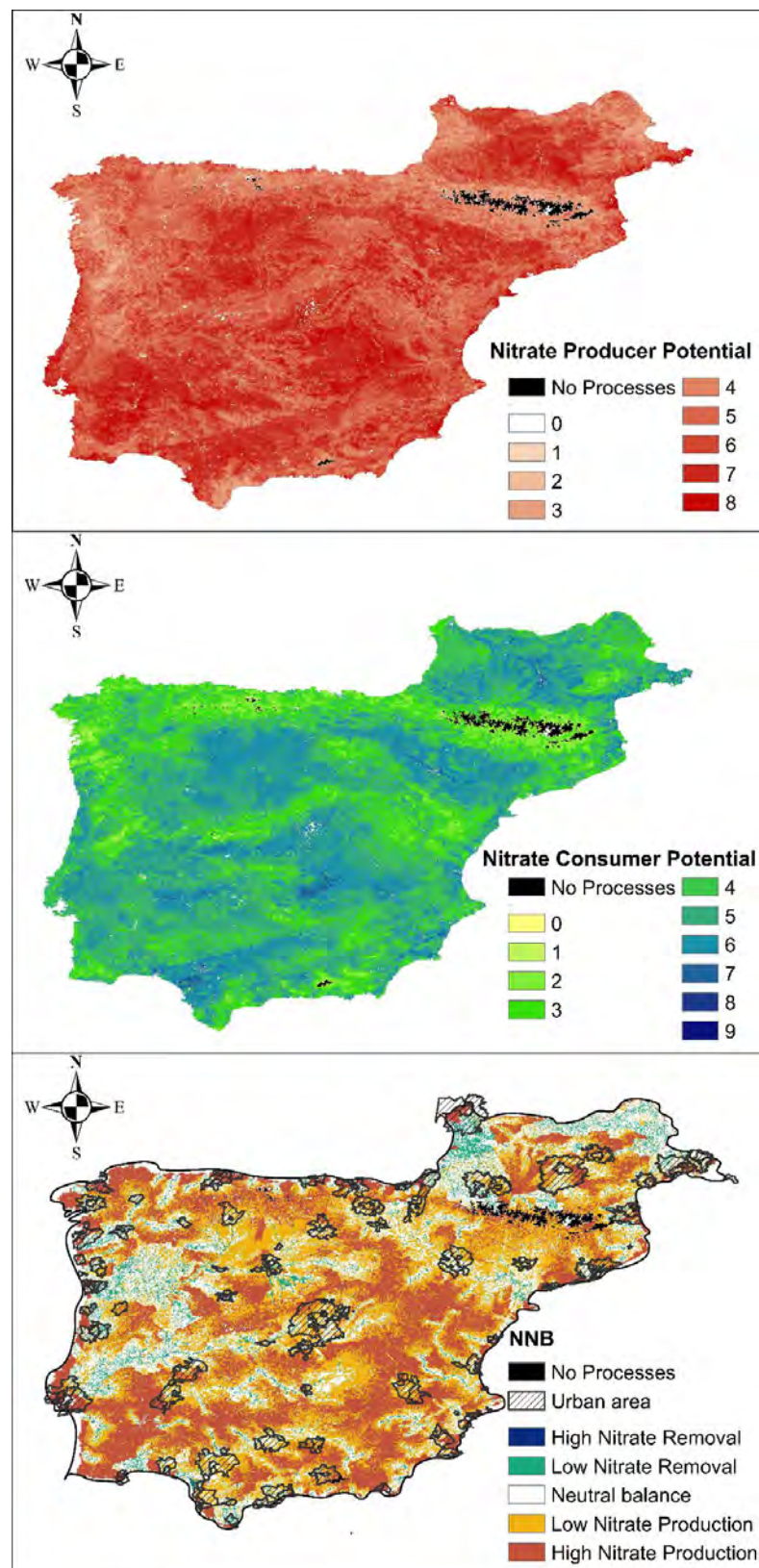


Figure 90: (a) Élimination des nitrates (NR); (b) Production en nitrates (NP); (c) Bilan net en nitrates potentiel (NNB) à l'échelle du sud-ouest européen.

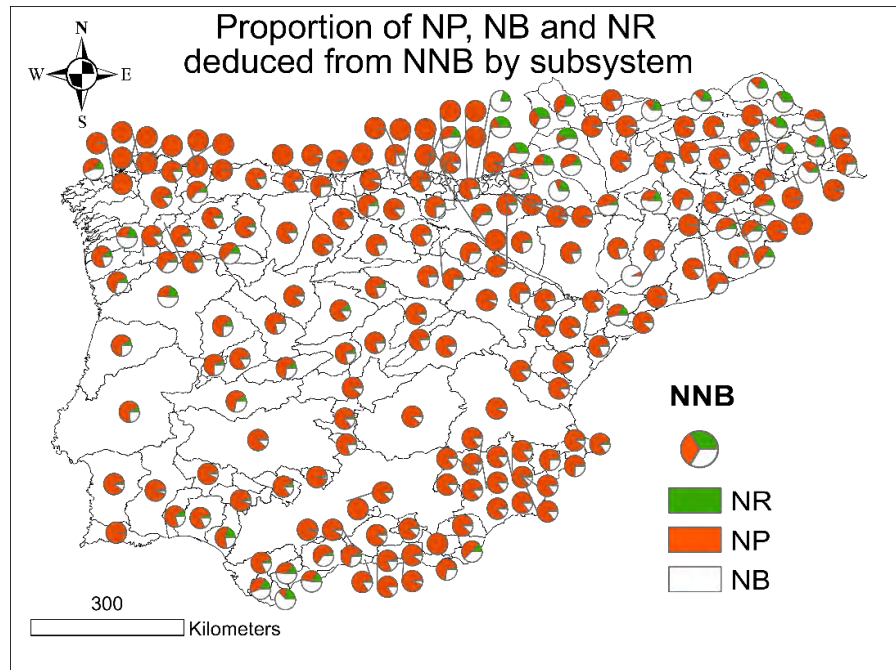


Figure 91: Proportion par sous-systèmes des potentiels de la production en nitrates (NP), de l'élimination des nitrates (NR) et de la balance neutre en nitrates (NB) déduites des potentiels de bilan net en nitrates (NNB) sur le territoire du Sud-Ouest européen.

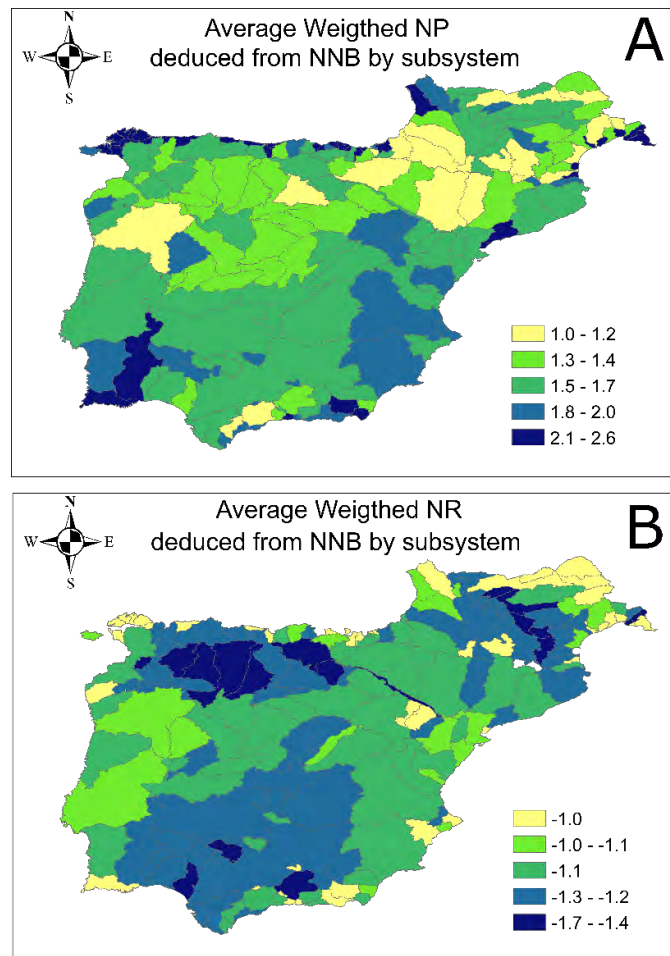


Figure 92: Moyennes arithmétiques des critères de (A) la production en nitrates et (B) de l'élimination des nitrates déduites de la carte des potentiels du bilan net en nitrates (NNB) par sous-système (sans unité).

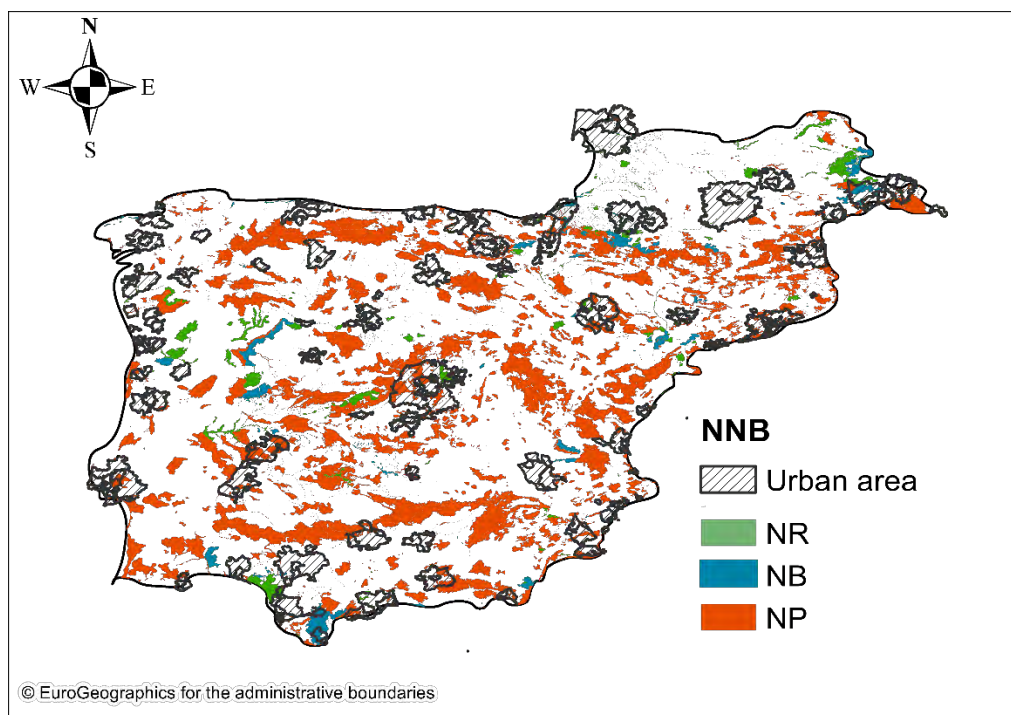


Figure 93: Moyennes des bilans nets en nitrates (NNB) potentiels par site Natura 2000 pour l'ensemble du Sud-Ouest européen. Le NNB peut présenter une élimination des nitrates (NR, vert avec $NNB < 0$), une balance neutre (NB, bleu avec $NNB = 0$) ou une production en nitrates (NP, rouge avec $NNB > 0$). Les zones en blanc sont les zones non traitées hors Natura 2000.

2. Facteurs d'influence liés aux NNB terrestres

Une ACPmix sur les facteurs d'influence récoltés à l'échelle des sous-systèmes et sur les potentiels NNB terrestres a été faite (Figure 94). Les cinq premiers axes recueillent 32% de l'information, représentant 1/3 de l'information. Les variables considérées dans cette ACPmix expliquent une partie des NNB des sols, mais n'expliquent pas toute l'information. Il semble important d'explorer d'autres variables pouvant expliquer ces fonctions écologiques non explorées dans cette étude. La moyenne des NNB par sous-système est représentée à 36% sur l'axe 2 et semble corrélée au pourcentage de zone urbaine (28%), agricole (45%) et forestière (55%) sur ce même axe. NNB est également représenté à 33% sur l'axe 5 où il est corrélé à la densité de population (27%) et à la fonction NP (37%), fonction majoritaire du bilan net en nitrates dans les sols. La fonction d'élimination en nitrates est représentée à 30% sur l'axe 3 où est également représenté les variables : pourcentage en plans d'eau (29%), le pourcentage de zone humide (67%) et le pourcentage de zones riparienne (80%). Il semblerait qu'il y ait une relation négative entre le NNB terrestre moyen par sous-système et le pourcentage de forêt (Figure 95). Un potentiel NNB négatif, signifiant une fonction NR, est majoritairement présent dans les sous-systèmes ayant une grande surface forestière. De même, les sous-systèmes avec un pourcentage faible en forêt sont des zones produisant des nitrates ($NNB > 0$).

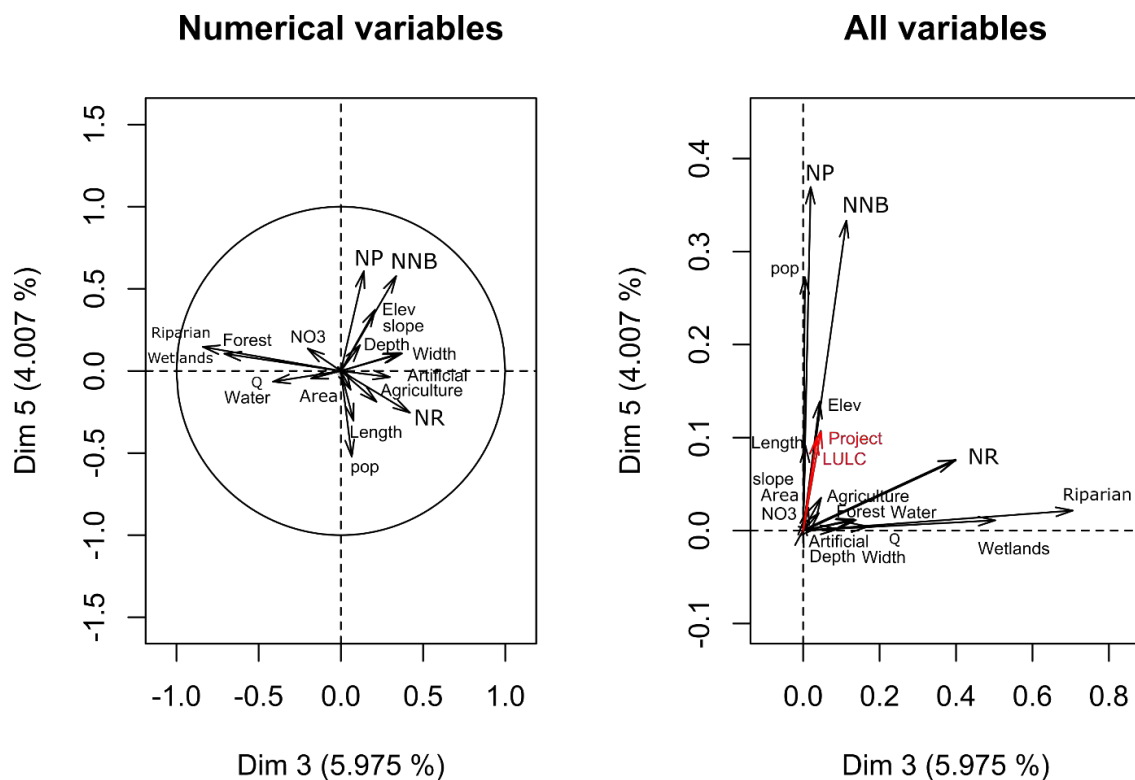


Figure 94: Résultats de (A) l'analyse en composante principale normale, utilisant uniquement des variables numériques et (B) de l'analyse en composante mixte (variables quantitatives et qualitatives) (PCAmix1, Table 27).

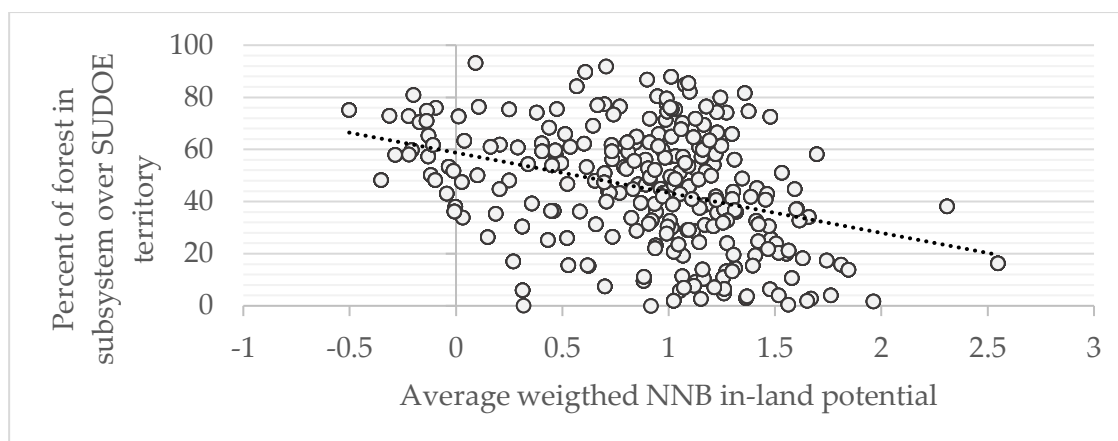


Figure 95: Relation entre la moyenne NNB terrestre et le pourcentage de forêt pour l'ensemble des sous-systèmes du territoire SUDOE.

3. Analyse des relations entre NNB terrestre et aquatique et de leurs facteurs d'influence.

Il apparaît que les stations caractérisées par une fonction NR faible dans les cours d'eau (Lézat, NR : $-0,12 \text{ gN.m}^2.\text{min}^{-1}$ et Montegut, NR : $-0,22 \text{ gN.m}^2.\text{min}^{-1}$) sont majoritairement entourées de potentiel NP (Figure 96). Inversement, les stations avec des fonctions NR importantes (Grándola, NR : $-10,75 \text{ gN.m}^2.\text{min}^{-1}$) sont dominées à 80% par les fonctions NR et NB (Figure 96). Les NNB aquatiques et terrestres semblent évoluer dans le même sens, mais il est difficile de conclure sur ces résultats compte tenu du faible nombre de stations d'observation.

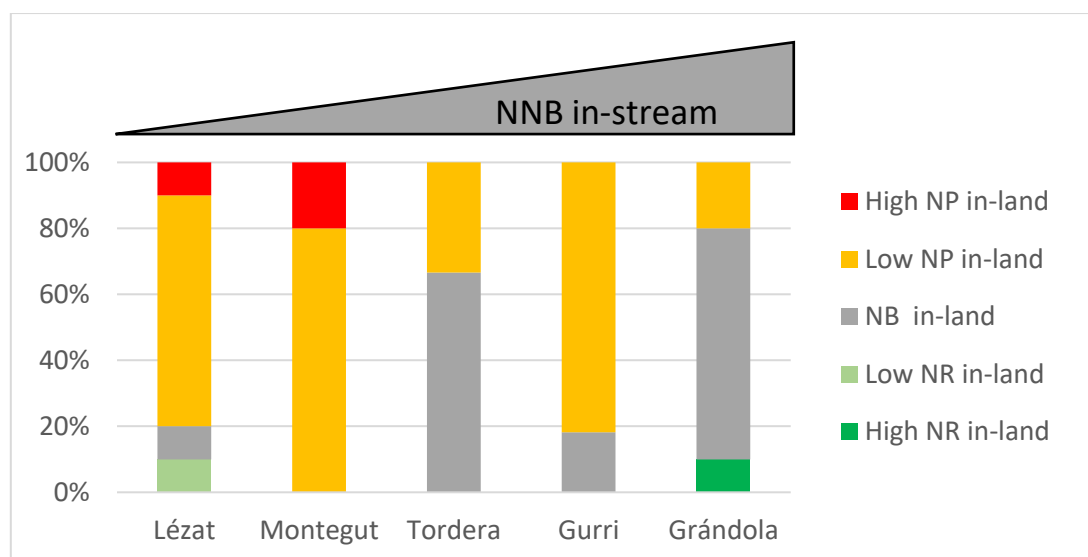


Figure 96: Pourcentage de présence de chaque catégorie de potentiel en Bilan Net de Nitrates (NNB) aux alentours de 2km des cinq points de prélèvement du projet STREAMES (localisation Figure 89) classé du plus faible NNB aquatique (Lézat, France) au plus fort NNB aquatique (Grândola, Portugal). High NR : $NNB < -1$, Low NR : $NNB \in [-1, 0[$; NB: $NNB = 0$, Low NP $\in]0, 1]$, High NP: $NNB > 1$ avec NR: élimination en nitrates, NP: production en nitrates et NB: balance neutre.

Une analyse en composante principale mixte a été effectuée entre les pourcentages d'occupation de sol, les NNB terrestres et les NNB aquatiques (PCAmix2, Table 27) sur l'ensemble du territoire. Les cinq premiers axes réunissent 66,5% de l'information. L'axe 1 représente les pourcentages des différentes occupations du sol qui sont corrélés avec les NNB terrestres et en particulier avec la production en nitrates (NP) (Figure 97). Les potentiels NNB terrestres représentant une production en nitrates sont prédominants dans les sous-systèmes représentant un fort pourcentage d'agriculture et de zones artificialisées. Les occupations du sol ont une forte influence sur la détermination des potentiels malgré le fait que ce ne soit pas la seule variable considérée pour la détermination des potentiels. En effet, les potentiels NNB n'ont pas toute la même réponse pour une occupation de sol donnée parce que ce potentiel va dépendre du positionnement dans le bassin versant, de la structure du bassin, de sa climatologie, des pentes, des types de sols. L'unité du paysage est importante étant donné que l'on distingue une différenciation entre l'amont et l'aval. Cette distinction amont/aval rejoint la théorie du continuum fluvial repris dans de nombreuses études (Ensign and Doyle, 2006; OIEau, 2018; Vannote et al., 1980) mais reste à nuancer étant donné que les bassins versants ne présentent pas tous ce gradient (Vrebos et al., 2017). L'occupation du sol se distingue donc davantage que les facteurs, pentes, distances à la rivière, la composition en carbone organique des sols, confirmé par d'autres études (Colombo et al., 2015; Vrebos et al., 2017; Yu et al., 2018). Ceci peut s'expliquer par le fait que les caractéristiques physiques et chimiques du sol sont également soumises à un effet anthropique. En effet, la structure du sol (Kay, 1990) va influencer sur l'érosion et le lessivage. De même, Amanuel et al. (2018) ont démontré que la composition en carbone organique est dépendante des occupations du sol avec des taux en carbone organique plus élevés dans les milieux forestiers et plus faibles dans les milieux agricoles où il y a moins d'apports en matières organiques et plus d'oxygénation du sol dû au labour.

Les NR terrestres et aquatiques semblent corrélées entre elles sur l'axe 2 (Figure 97) ce qui confirme les corrélations trouvées dans la section B de ce chapitre entre NR des sols et des cours d'eau à l'échelle du bassin versant Garonne. De plus, de faibles potentiels NR des versants et des cours d'eau sont corrélés avec de fortes densités de population. Ces résultats laissent à penser que les zones peuplées ont une influence négative sur les processus d'élimination en nitrates. Les zones fortement peuplées sont associées à des effluents urbains et industriels plus importants provoquant une réduction de l'élimination des polluants dans les cours d'eau d'après la review de Walsh et al. (2005). Enfin, les NNB aquatiques et les zones géographiques du domaine SUDOE sont positivement corrélées laissant penser qu'il y a une différenciation géographique des NNB. Cette différenciation peut s'expliquer par le gradient pédoclimatique existant sur le territoire SUDOE ayant probablement une influence sur les processus NNB des cours d'eau. Cependant, à ce stade de l'étude, il serait présomptueux de conclure sur cette influence. Ces résultats préliminaires encouragent des recherches futures à approfondir ces résultats.

La figure 98 représente les variations par pays des différentes variables : Indice d'Altération Hydrologique (IAH, cf Section A Chapitre 4 pour la définition), débit, flux de nitrates, NNB, NP et NR terrestres, NNB, NP et NR aquatiques. Étant donné que l'Espagne domine le territoire SUDOE en superficie, on peut s'attendre à ce que les intervalles soient plus importants pour ce pays, mais ça ne semble pas être le cas. Les variations de débit (Figure 98) et des flux de nitrates (Figure 98c) ne sont pas significativement différents contrairement à l'indice IAH (Figure 98a) où les cours d'eau espagnols et portugais présentent des indices plus faibles, ce qui indique des cours d'eau plus altérés, confirmés par des études antérieures (Laizé et al., 2014; Sabater and Tockner, 2010; Tockner et al., 2009). Les moyennes des fonctions NNB, NR et NP aquatiques et terrestres varient en fonction des pays, mais les différences ne sont pas significatives sauf entre les NNB terrestres français et espagnols ($p\text{-value}=0,02$). Le potentiel NNB terrestre a la moyenne la plus élevée au Portugal, signifiant une dominance de la fonction NP (Figure 98d). La même tendance est observée avec la moyenne des NNB des cours d'eau où la moyenne des NNB aquatiques portugaises est plus élevée que celles des autres pays (Figure 98g). Lorsqu'on se focalise sur les moyennes des fonctions NR à l'échelle des sous-systèmes par pays, il n'y a pas de différence. Les fonctions NP terrestres en fonction des pays ne sont pas significativement différentes même si le potentiel NP du Portugal a une moyenne plus élevée que le reste des pays. Au sein des cours d'eau, peu de sous-systèmes ont une production de nitrates majoritaire et aucune conclusion ne peut donc être apportée. Globalement, cette étude conclut que les sous-systèmes produisent principalement des nitrates dans le sol, entraînant lessivage et départ vers les nappes tandis que les cours d'eau des sous-systèmes ont tendance à avoir une dominance de la fonction d'élimination des nitrates. Le potentiel d'épuration naturelle est donc plus important dans les cours d'eau que dans les sols lorsque l'on regarde le bilan net total.

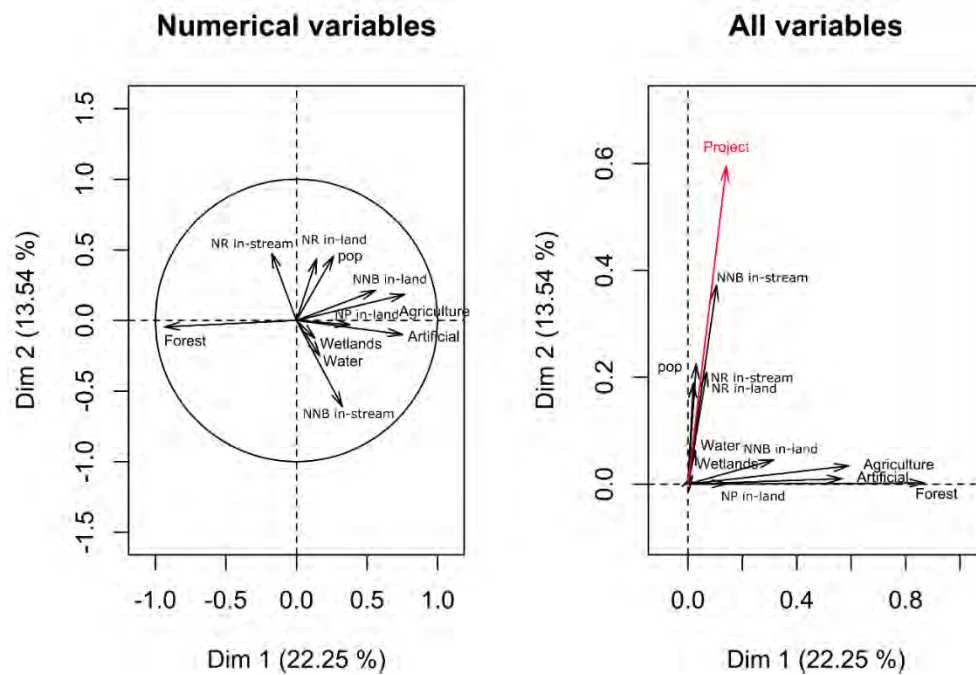


Figure 97: Résultats de (A) l'analyse en composante principale normale, utilisant uniquement des variables numériques et (B) de l'analyse en composante mixte (variables quantitatives et qualitatives) entre les variables environnementales et les indicateurs NNB aquatiques et terrestres (PCAmix2, Table 27).

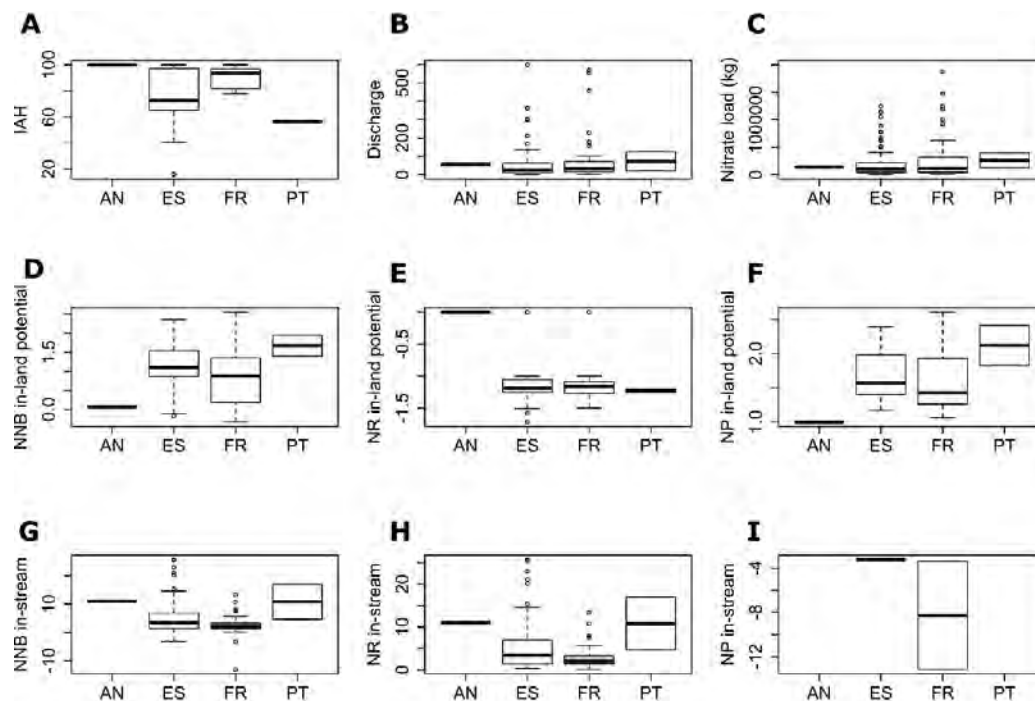


Figure 98: Répartition par pays de: (A) Indice d'Altération Hydrologique, (B) Débit en $m^3.s^{-1}$, (C) Flux de nitrates (kg), (D) Potentiel du Bilan Net en Nitrates dans les versants, (E) Potentiel d'élimination en nitrates dans les versants, (F) Potentiel de production en nitrates dans les versants, (H) Potentiel d'élimination en nitrates dans les cours d'eau, (I) Potentiel de production en nitrates dans les cours d'eau. AN : Andorre, ES : Espagne, FR : France, PT : Portugal.

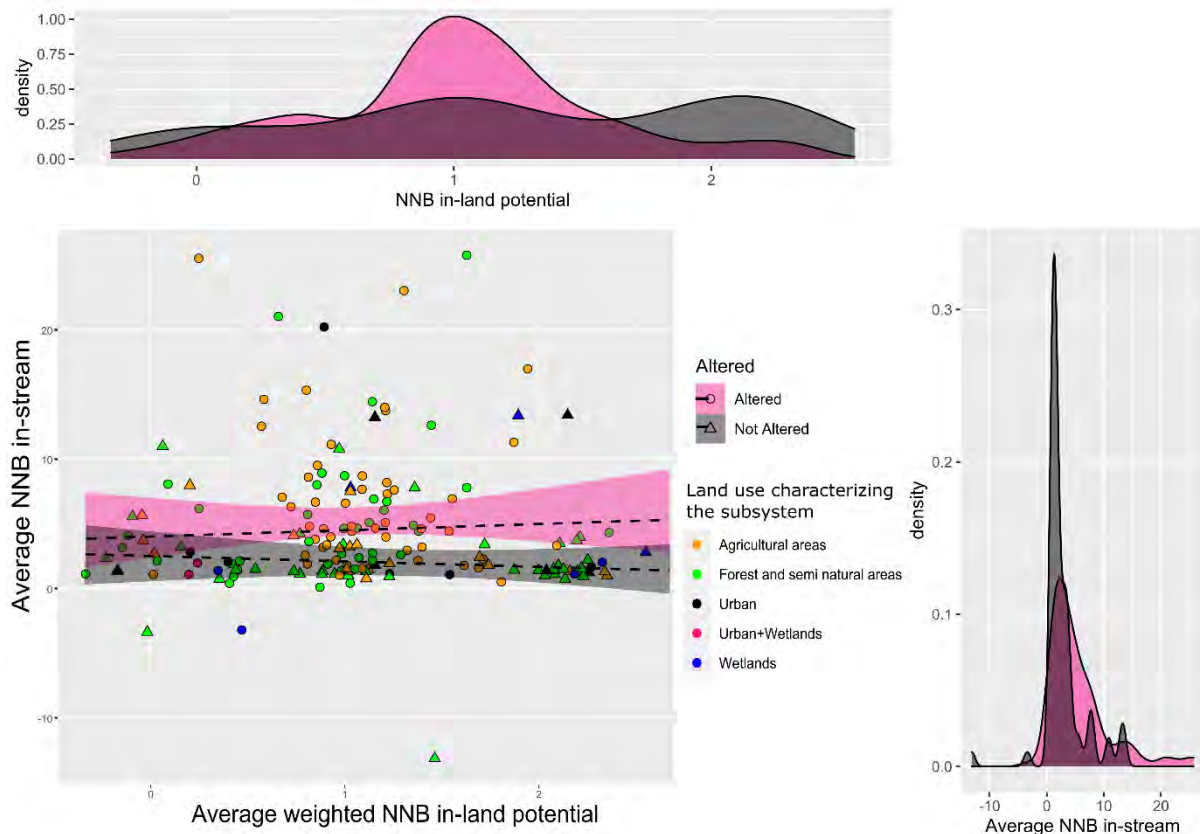


Figure 99: Répartition des moyennes par sous-système des bilans net en nitrates des cours d'eau (in-stream en $\text{kg.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) et des versants (in-land) en considérant les cours d'eau altérés ($\text{IAH} < 0,9$) et les cours d'eau non altérés ($\text{IAH} > 0,9$) ainsi que les occupations du sol dominantes au sein du territoire du Sud-Ouest européen et les densités associées. Lorsque la surface d'occupation de sols est supérieure à 40%/40%/10%/4% de la surface totale du sous-système, le sous-système est considéré à dominante agricole/forestière/urbaine/zones humides respectivement. La classe « Urban+Wetland » indique des sous-systèmes présentant simultanément des zones urbaines et des zones humides supérieures à, respectivement, 10 % et 4% de la surface totale du sous-système.

À première vue, il n'y a pas de relations entre les NNB des versants et ceux des cours d'eau (Figure 99). La figure 99 distingue les cours d'eau altérés ($\text{IAH} < 0,9$) et les cours d'eau non altérés ($\text{IAH} > 0,9$). Les cours d'eau altérés ont des potentiels NNB supérieurs à 0 - indiquant une production en nitrates – en moyenne supérieure aux potentiels NNB des cours d'eau non altérés. Les graphiques de densité confirment ces résultats où davantage de cours d'eau altérés sont caractérisés par de grandes productions de nitrates par rapport aux cours d'eau non altérés. L'altération hydrologique a donc un effet direct et indirect sur les fonctions NP et NR des cours d'eau. En effet, dans les zones de fortes productions en nitrates, les milieux sont perturbés. En effet, plus l'impact anthropique est important plus l'hydrologie des cours d'eau est perturbée la présence de barrages et par le besoin en eau pour l'agriculture. Ces impacts anthropiques sont des conséquences indirectes des intrants agricoles qui lessivent dans les cours d'eau et qui amènent à une production en nitrates dans le milieu. La figure 99 distingue également les sous-systèmes en fonction de l'occupation des sols dominante. Les sous-systèmes à dominante agricole et forêt sont les plus nombreux (88% des sous-systèmes) et ont un panel de variabilité en NNB des sols et des cours d'eau importants. Les sous-systèmes agricoles représentent 50% des sous-systèmes altérés tandis que 58% des sous-systèmes non altérés sont des sous-systèmes forestiers. Les sous-systèmes à dominante urbaine ne sont pas tous caractérisés par des NNB des sols et

des cours d'eau positifs indiquant une production en nitrates. Les sous-systèmes présentant de nombreuses zones urbaines et zones humides (« Urban-Wetlands » de la figure 99) ne sont pas altérés hydrologiquement ($IAH < 0,9$) et présentent une faible production en nitrates avec, en moyenne, un potentiel NNB terrestre de 0.22 et un potentiel NNB aquatique de $1.5 \text{ gN.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$. Ce résultat confirme le résultat de la figure 90 montrant que les zones urbaines ne présentent pas une majorité de potentiels NP. Enfin, les sous-systèmes occupés majoritairement par des zones humides sont caractérisés par une faible production NP et par des fonctions NR.

L'ACPMix2 regardant les relations entre variables environnementales, NNB terrestres et NNB aquatiques montre qu'il y a des relations entre NNB terrestres, NNB aquatiques et activités de l'homme (densité de population, effet de l'occupation des sols) (Figure 97). Nous avons alors comparé ces fonctions NNB avec 12 variables environnementales, économiques et de gouvernances déterminées au sein du projet Aguamod (PCAMix3, Table 27). Les cinq premiers axes réunissent 66,5% de l'information de la base de données. Le premier axe est représentatif des potentiels NR et NP terrestres, représenté à respectivement 31% et 29% sur cet axe (Figure 100). Ces résultats concordent avec les relations trouvées entre NP et NR terrestres à l'échelle de la Garonne dans le chapitre 5B. Ces potentiels NR et NP sont également corrélés aux variables environnementales de soutenabilité de l'eau urbaine (ENV1, 31%), agricole (ENV3, 52%) et écologique (ENV2, 28%), mais également aux variables économiques des différents secteurs d'activités (primaire, ECO1 : 34%, secondaire, ECO2 : 40%, tertiaire ECO3 : 27%). Les NNB terrestres (NNB.inland 28%) sont également corrélés sur l'axe 5 à la productivité apparente moyenne de l'eau dans le secteur secondaire (ECO2, 29%).

Le potentiel NNB des cours d'eau (NNB.instream, 34%) quant à lui semble corrélé sur l'axe 2 aux indicateurs de gouvernance tels que les déclinaisons d'outils de gouvernance locale (GOB1, 32%), le degré de transparence (GOB2, 46%) et le type de participation à la prise de décision de la gestion de la ressource en eau (GOB4, 29%). Il est également important de noter que le potentiel NNB des cours d'eau (NNB.instream, 21%) est également corrélé avec l'indice de l'ampleur des sécheresses courantes (ENV4, 37%). Le bilan net des nitrates indiquant une production ou une élimination des nitrates dont l'eau est alors dépendant des épisodes de sécheresses durant les basses eaux. Cette corrélation peut être expliquée par l'effet de dilution qui est moins important à l'étiage entraînant une concentration des polluants dans les cours d'eau plus importants.

Les indicateurs de gouvernance ont une relation avec le potentiel NNB des cours d'eau. Il y a donc une relation entre les modes de gestions des bassins versants et la qualité de la ressource en eau. Les résultats sur les indicateurs de gouvernance - effectués dans le cadre du projet Interreg Aguamod et présentés sur le site <http://www.aguamod-sudoe.eu/handbook/> - ont permis de distinguer cinq typologies de gouvernance à partir de la comparaison des systèmes de gouvernance des districts hydrographiques de la zone SUDOE selon le degré de participation, de transparence, de déclinaison locale et précocité de la consultation du public. Les résultats ne montrent pas de relations causes à effet, mais soulignent que

les gouvernances locales sont davantage corrélées aux fonctions écologiques en comparaison aux gouvernances nationales. Au vu des résultats de l'ACPMix2, on peut émettre l'hypothèse qu'une gestion avec un degré de transparence important et une participation locale des acteurs territoriaux (décideurs comme usagers) est corrélée positivement aux fonctions d'élimination en nitrates. McDonnell et al. (2008) et Niezgoda and Johnson (2005) ont d'ailleurs montré l'influence positive des plans de restauration et la préservation des milieux naturels notamment en zone urbaine. Par ailleurs, de nombreuses métropoles du monde entier prennent en compte ce facteur en partie grâce à la vague écologique de ces dernières années à la suite des mouvements « Friday For Future ». Ces résultats sont renforcés par le fait que cette étude a montré précédemment que l'élimination en nitrates au sein des zones Natura 2000, zones protégées, est plus importante. En effet, la politique de gouvernance des zones Natura 2000 privilégie une gestion intégrée et durable. Il y a donc une réelle influence des politiques de gouvernance sur les processus prenant place dans les cours d'eau.

Les indicateurs environnementaux représentent la capacité de l'environnement à approvisionner les villes, le secteur agricole et à maintenir le débit écologique. Ils sont liés positivement aux processus des cours d'eau et terrestres. Lorsque le cours d'eau n'a aucun problème à approvisionner les demandes sociétales et environnementales, le cours d'eau maintient sa capacité à éliminer les nitrates. De même, lorsque les indicateurs économiques sont au vert, c'est-à-dire que l'approvisionnement et la qualité de l'eau répondent aux demandes économiques, c'est qu'il y a également maintien des processus environnementaux. Faits plus étonnants, ces indicateurs environnementaux et économiques sont également reliés aux processus prenant place dans les sols. Moins le cours d'eau est altéré (ENV2, 76%), plus le coût évité de la régulation des nitrates (32%) est important. On peut corréler indirectement ces relations en estimant que les NNB des versants permettent de limiter la pollution de l'eau ce qui permet aux cours d'eau de répondre à la demande environnementale et économique. En effet, l'indicateur économique agricole (34%) est corrélé au NP des sols (29%) et au NR des sols (31%). Plus l'activité agricole est intense, plus la fonction NP est importante et plus la fonction NR est faible.

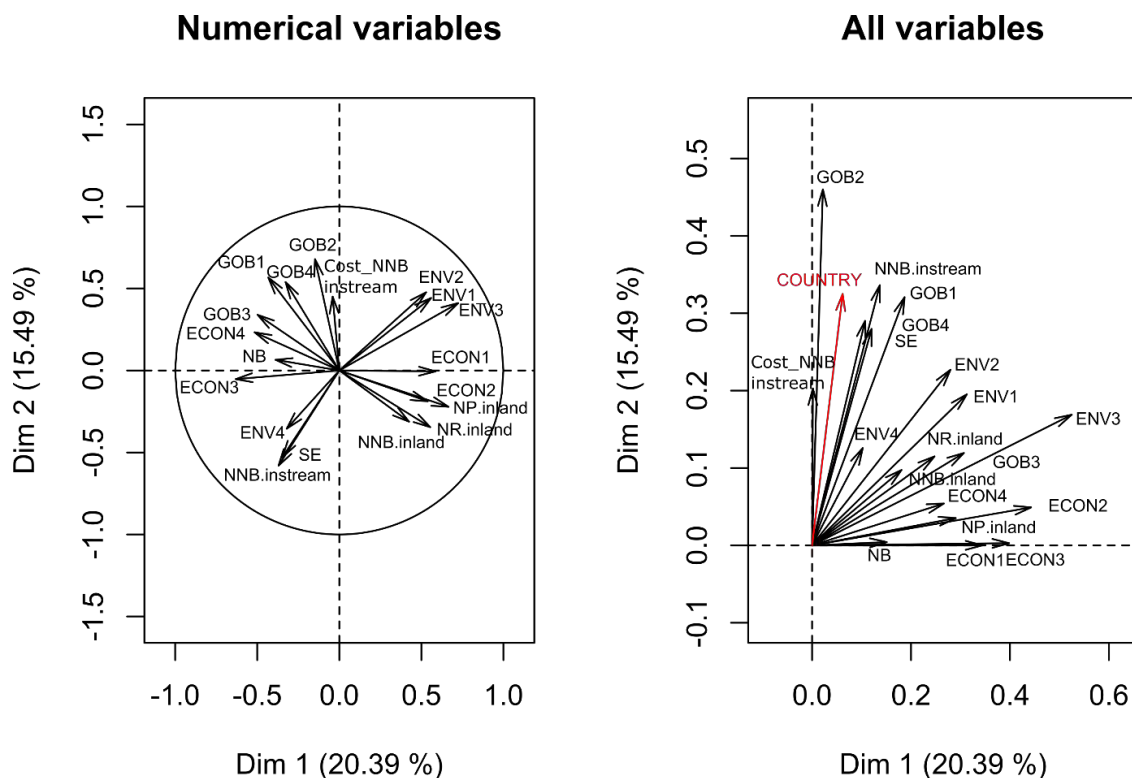


Figure 100: Résultats de (A) l'analyse en composante principale normale, utilisant uniquement des variables numériques et (B) de l'analyse en composante mixte (variables quantitatives et qualitatives) sur les deux premiers axes entre les indicateurs environnementaux, économiques et de gouvernances et les indicateurs NNB aquatiques et terrestres décrits dans la table 27 (PCAmix3).

4. Conclusion

Le service de régulation des nitrates dans les sols a été quantifié spatialement à l'échelle du territoire SUDOE selon les méthodologies présentées dans la section A de ce chapitre et développé au sein du bassin versant de la Garonne. Le bilan net en nitrates varie d'amont en aval au sein des grands bassins versants. Un gradient entre le nord et le sud du territoire du Sud-Ouest européen semble également exister même si plus subtil. La production en nitrates est majoritaire sur l'ensemble du territoire fortement impacté par l'activité anthropique. Cependant, les sites Natura 2000 sont des zones présentant un potentiel d'élimination en nitrates plus important. Les fonctions NP, NR et NNB des sols dépendent des unités du paysage du bassin en particulier de son positionnement (amont/aval) et des occupations de sols, bien que ce ne soit pas les seules variables considérées dans le modèle « à dire d'expert ». Les zones humides et ripariennes favorisent l'élimination en nitrates tandis que les zones urbaines et agricoles vont accentuer le potentiel NP. Dans des zones avec une forte densité en population, le potentiel NP est plus important et le potentiel NR est plus faible. Cette étude a également montré des corrélations possibles entre les NNB terrestres et les NNB aquatiques qui semblent être influencées par les occupations du sol entre autres. Finalement, des indicateurs de gestion de la ressource en eau expliquent en partie les fonctions NNB des sols et des cours d'eau. NNB des cours d'eau est corrélé à des indicateurs de gouvernance et notamment à une corrélation positive (1) avec la multiplicité de l'utilisation d'outils locaux liés à la gestion de la ressource et (2) avec le degré de sécheresse, tandis que NNB des sols est corrélé à des indicateurs économiques liés à l'économie autour de l'agriculture.

Récapitulatif du chapitre 5

Hypothèses de départ pour ce chapitre :

- Les fonctions écologiques de régulation des nitrates (NEF) dans les sols et dans les eaux de surface peuvent être divisées entre les fonctions d'élimination en nitrates (NR) et de production en nitrates (NP).
- NR et NP dans les eaux dépendent en partie des NR et NP dans les sols.
- NR et NP à l'interface sols/eau sont les zones de hot spots.
- NP et NR sont influencées par des facteurs anthropiques et environnementaux amplifiés par l'impact du changement climatique.

Objectifs du chapitre

Partie A

- (a) Quantifier spatialement les potentiels des NEF terrestres (NR, NP et NNB) à l'échelle de la Garonne;
- (b) Comprendre l'impact anthropique sur les NEF en comparant l'état *Actual* et l'état *Natural* du bassin versant Garonne ;

Partie B

- (c) Comparer les NEF terrestres et aquatiques à l'échelle de la Garonne ;
- (d) Déterminer les liens entre NEF terrestre et aquatique et d'autres indicateurs associés au service de régulation des nitrates dans l'eau à l'échelle du bassin versant de la Garonne ;

Partie C

- (c) Évaluer les NNB des sols à l'échelle du Sud-Ouest européen ;
- (d) Comprendre les liens entre NNB des sols et des cours d'eau ainsi qu'avec d'autres indicateurs liés directement ou indirectement avec les fonctions de régulation des nitrates à l'échelle du Sud-Ouest européen.

Partie A - Résultats

Production en Nitrates (NP) dans les sols à l'échelle d'un bassin versant.

- À l'échelle de la Garonne, les fonctions NP sont dominantes dans les plaines agricoles et urbanisées.
- L'anthropisation du bassin versant Garonne entraîne un gain de 42,5% des fonctions NP.

Élimination en Nitrates (NR) dans les sols à l'échelle d'un bassin versant.

- À l'échelle de la Garonne, les fonctions NR sont dominantes dans les forêts alluviales et dans les zones humides.
- L'anthropisation du bassin versant Garonne entraîne une perte de 46,3% des fonctions NR.

Compréhension de l'impact anthropique

- Le bassin versant est fortement soumis à une pression anthropique avec 76% des masses d'eau qui ont potentiellement subi une perte de fonctions écologiques (NP ou NR).
- Parmi les différents indicateurs de qualité des sols, il existe une relation positive entre la perte de la fonction NR et un indicateur de la qualité des sols.

Partie B - Résultats

Lien entre les fonctions écologiques NP et NR terrestres

- Il y a une distinction dans la perte des NEF en fonction du paysage.
- Les zones humides sont les plus touchées par la perte des fonctions NR.
- NP et NR semblent évoluer positivement, si NP augmente, NR augmente également.

Lien entre fonctions écologiques terrestres et aquatiques

- Les fonctions NP des milieux terrestres et aquatiques forment une courbe à plateau.
- Les fonctions NR des milieux terrestres et aquatiques forment une courbe à plateau.
- Un plateau est atteint pour les NNB aquatiques même si le potentiel NNB terrestre continue à augmenter.
- La spatialisation des NNB a démontré que les deux compartiments (terrestre et aquatique) sont reliés avec 66,5% des masses d'eau qui renvoient les mêmes tendances (NP/NR terrestre est corrélée avec NP/NR aquatique).

Lien entre indicateurs du service de régulation de la qualité de l'eau

- L'indicateur NR est lié aux indicateurs NP, IBG-MPCE et IAH.
- Un cours d'eau altéré et/ou de mauvaise qualité sera caractérisé par une production en nitrates plus importante et une élimination en nitrates plus faible.
- La perte des NNB est entraînée par l'accélération de la dégradation du milieu.
- Un écosystème riverain ayant beaucoup de processus NR va améliorer la qualité du cours d'eau.

Partie C- Résultats

Estimation des NNB des sols à l'échelle du territoire SUDOE

- On observe une variation spatiale des NNB des sols sur l'ensemble du territoire SUDOE, mais également au sein des bassins versants des NNB des sols et des cours d'eau.
- Le bilan net en nitrates varie d'amont en aval au sein des grands bassins versants.
- La production en nitrates est majoritaire sur l'ensemble du territoire fortement impacté par l'activité anthropique en particulier dans les plaines agricoles.
- Les sites Natura 2000 sont des zones présentant un potentiel d'élimination en nitrates plus important.

Liens entre les fonctions NNB des sols, NNB des cours d'eau et facteurs environnementaux à l'échelle du territoire SUDOE

- Les occupations du sol influencent à la fois les NNB des sols et les NNB des cours d'eau.
- Les zones humides et riveraines favorisent la fonction NR des sols et des cours d'eau.
- Les zones urbaines et agricoles vont accentuer le potentiel NP des sols.
- Une densité de population élevée favorise des potentiels NP forts et des potentiels NR faibles.

Lien entre les fonctions NNB des sols, NNB des cours d'eau et les indicateurs de gestion de la ressource en eau

- Les NNB des sols et des cours d'eau sont dépendants de l'activité anthropiques et sont corrélés à des indicateurs environnementaux, économiques et de gouvernance.
- NNB des cours d'eau est corrélé à des indicateurs de gouvernance et par le degré de sécheresse.
- NNB des sols peut être corrélé à des indicateurs économiques.

Conclusion générale du chapitre 5

Ce chapitre s'est focalisé, dans un premier temps, sur la quantification statique des potentiels des fonctions écologiques de régulation des nitrates sur l'ensemble des sols d'un bassin versant, celui de la Garonne. Ce chapitre s'est intéressé aux processus permettant une élimination et une production en nitrates prenant place en dehors des eaux de surface des réseaux hydrographiques. À partir de différentes bases de données et de la classification à dire d'expert des potentiels producteurs et consommateurs d'un sol, un bilan net potentiel en nitrates a pu être déduit sur l'ensemble du bassin versant de la Garonne. Une comparaison de l'état du bassin versant contemporain avec un état du bassin naturel non impacté par l'homme a permis de déterminer un gain de 42,5% de la production en nitrates et une perte de 46,3% de l'élimination en nitrates. Les activités anthropiques y sont également très intenses et ont une influence sur ces fonctions, et en particulier sur l'occupation des sols.

La seconde section de ce chapitre s'est focalisée sur les relations entre NEF présentes dans les sols et ceux présents dans le cours d'eau, vu dans le chapitre 3. Cette partie a également recherché des interactions entre les NEF des sols, ceux des cours d'eau et leur environnement. Ces recherches ont mis en évidence l'importance des paysages et en particulier de l'occupation des sols. Les zones humides sont les zones les plus touchées par la perte de la fonction d'élimination en nitrates. Il y a alors perte de fonction lorsque le milieu est dégradé. Au sein du bassin versant Garonne, il y a une relation non linéaire positive entre les fonctions de production et d'élimination en nitrates. Les NEF terrestres et aquatiques semblent également corrélées positivement, jusqu'à ce que les NEF aquatiques aient atteint un plateau. 66,5% des masses d'eau renvoient une fonction écologique similaire entre versants et cours d'eau. Finalement, nous avons essayé de trouver des facteurs explicatifs de ces fonctions écologiques de production et d'élimination en nitrates en les reliant à des indices d'indicateur de la qualité des sols et des versants à travers l'indice d'abondance en vers de terre, en macroinvertébrés ou encore d'altération hydrologique. Les résultats montrent qu'il existe que ces indicateurs et les NEF sont corrélés. Un écosystème riverain ayant beaucoup de processus NR va améliorer la qualité du cours d'eau.

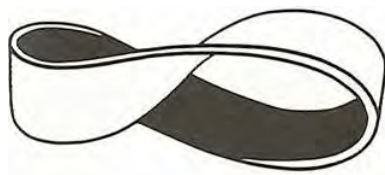
La dernière section de ce chapitre présente des résultats préliminaires. Une évaluation des fonctions écologiques de régulation des nitrates (NEF) potentiels dans les sols à l'échelle du Sud-Ouest européen (SUDOE) a été effectuée. Ces fonctions écologiques varient spatialement dans le territoire SUDOE avec une variation amont/aval au sein des cours d'eau, mais également du nord au sud du SUDOE. Les fonctions écologiques des sols et les fonctions écologiques des cours d'eau varient de façon similaire le long du territoire SUDOE et de l'occupation des sols. La production en nitrates est majoritaire dans les sols agricoles tandis que l'élimination est plus importante en

bordure de cours d'eau et dans les zones Natura 2000. La fonction d'élimination plus importante dans les zones Natura 2000 est probablement permise par une gestion écosystémique et durable mise en place dans ces zones. En effet, l'étude a montré qu'il y avait des corrélations entre NNB des cours d'eau et des versants et des indicateurs environnementaux, économiques et de mode de gouvernance permettant une gestion durable de la ressource en eau. Ainsi les cours d'eau altérés et les surfaces agricoles et urbaines sont sujets à de plus grandes productions en nitrates. De même, l'élimination des nitrates au sein des cours d'eau est restreinte lorsque la densité de population est importante. Il n'existe pas de corrélation entre un potentiel faible NR et les aires urbaines, laissant à penser que les parcs et les forêts urbaines ont un rôle important dans l'expression des fonctions d'élimination. De plus, les résultats montrent que les potentiels NR sont élevés dans les zones humides et riveraines. Ces résultats préliminaires soulignent l'influence importante de l'homme sur les processus prenant place dans les cours d'eau et dans les sols et encouragent de futures études à se concentrer sur cette problématique.

Les résultats de cette thèse présentés dans les chapitres 3, 4 et 5 ont été valorisés au sein de collaborations et projets de vulgarisation. Aujourd'hui la recherche est en premier lieu collaborative. J'ai donc tenu à présenter de manière succincte ces travaux menés durant ces trois ans de thèse en parallèle du sujet principal dans le chapitre suivant.

Chapitre 6 : Interdisciplinarité et transferts des connaissances : Interface Science-Société, Entre Collaboration et Vulgarisation

« En définitive, production et transmission de la connaissance scientifique, dont j'ai tenté d'esquisser les relations intimes, ne devraient plus être pensées comme séparées. Et pas même comme deux faces d'une même réalité. La science elle-même, après tout, nous a montré l'existence de figures à une seule face : le ruban de Möbius, dont on parcourt continûment la surface, sans avoir à passer d'un côté à l'autre, offre une métaphore utile de ce que serait une science bien comprise, où nulle frontière ne séparerait la création et la diffusion du savoir » (Lévy-Leblond, 2009)



Introduction au chapitre 6

La recherche permet d'aboutir à des découvertes scientifiques. Ces découvertes sont ensuite transmises aux spécialistes et au grand public via l'enseignement et la vulgarisation. Autrefois fortement critiquée, la tendance de la recherche de ces dernières années tend à mixer des thématiques de mêmes disciplines (environnement : interaction terre-mer), mais aussi de disciplines non liées (environnement et philosophie). Les projets de recherches inter, trans, multi, pluri ou encore intra disciplinaires sont fortement attendus (Maingain et al., 2002), car les solutions aux problèmes de notre société n'auront des réponses que dans les approches intégrant les connaissances entre plusieurs disciplines. De nos jours, il est fortement encouragé (voire obligatoire pour décrocher des financements) de créer des collaborations afin de faire aboutir une nouvelle recherche, innovante (Jouve, 2018). Néanmoins, ces collaborations peuvent être plus ou moins abouties en fonction de l'implication de tous les acteurs et de l'encadrement reçu, mais aussi de l'implication des chercheurs eux-mêmes. L'interdisciplinarité est nécessaire de nos jours étant donné qu'elle apporte une importante valorisation aux résultats de recherche (Jouve, 2018).

Boîte à définition : Mono, multi, pluri, inter, trans, ou intra disciplinaire, quel terme choisir ?

Monodisciplinaire : Recours à une seule discipline.

Pluridisciplinaire : Coopération entre plusieurs disciplines. Par exemple, la biogéochimie intègre de la biologie, de la géologie et de la chimie.

Intradisciplinaire : Interrelation des sous-disciplines présentes dans une discipline. Par exemple, la biogéochimie est désormais considérée comme une discipline à part entière qui rassemble les sous-disciplines la biologie, la géologie et la chimie.

Interdisciplinaire : Mise en relation d'au moins deux disciplines en vue d'élaborer une représentation originale d'une notion, situation ou problématique (Maingain et al., 2002). Par exemple, les sciences de l'environnement en interface avec les sciences de l'homme et de la société ne peuvent se décliner de façon efficace que dans un tel cadre d'interdisciplinarité (Jollivet, 2003).

Transdisciplinaire : Transfert ou transposition d'une discipline à l'autre. Il y a une idée de refus des disciplines déjà établies et une création de nouvelles disciplines ou de nouveaux concepts.

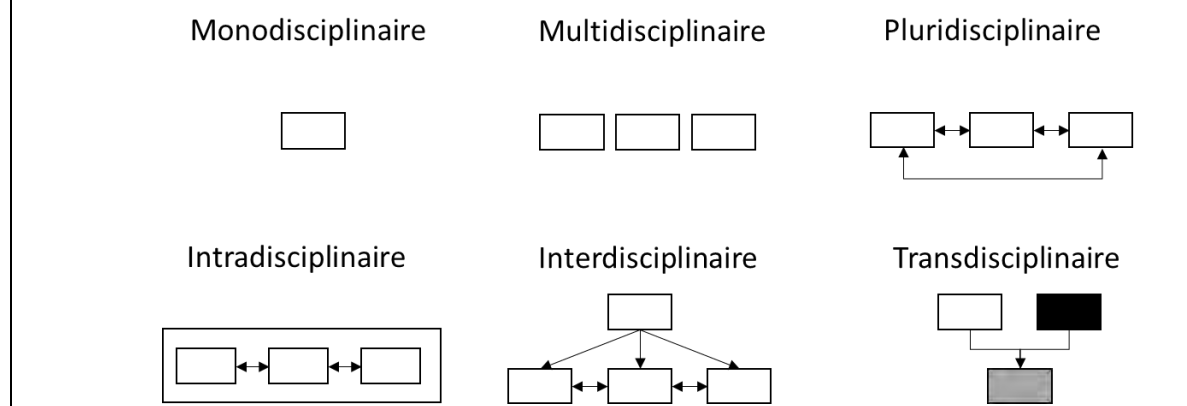


Figure 101: Synthèse schématisée des différents concepts (adapté de Max-Neef, 2005).

Ce chapitre de thèse a pour objectif de présenter les travaux effectués en parallèle de cette thèse et découlant des résultats des trois précédents chapitres. C'est un parti pris auquel je tiens énormément. En effet, cette thèse s'est intégrée dans deux projets scientifiques interdisciplinaires : un projet région du bassin versant de la Garonne (REGARD - Modélisation des ressources en eau sur le bassin de la Garonne : interaction entre les composantes naturelles et anthropiques et apport de la télédétection), de façon partielle, et un projet européen interreg SUDOE ayant pour thématique « création d'une plateforme de gestion de l'eau à l'étiage », de façon plus conséquente. Le projet REGARD coordonné par S. Sauvage (2014-2017) a fait l'objet de collaborations avec 6 partenaires de disciplines différentes régionales (Biogéochimie, hydraulique, télédétection, agronomie, météorologie, hydrogéologie, aérologie). Le projet Interreg SUDOE coordonné par JM Sánchez-Pérez a réuni 9 partenaires européens de disciplines différentes (économistes, sociologues, hydrologues, biogéochimistes).

Ces projets ont facilité les collaborations et ont permis et permettent encore d'aboutir à des travaux inédits. Ces collaborations ont donné lieu à 5 présentations dans des colloques internationaux, à 3 articles publiés et 2 en cours de finalisation.

Ce chapitre a ici pour objectif de valoriser les résultats des chapitres précédents sous d'autres formes en lien avec d'autres disciplines ou encore dans la partie enseignement. Il est divisé en deux volets : Recherche et Enseignement.

Le volet Recherche regroupe quatre collaborations sur les thèmes suivants : (1) comparaison de la variabilité du stock d'eau d'un bassin simulé par deux modèles hydrologiques (collaboration avec S. Biancamaria, LEGOS, Toulouse, France et P. Lemoigne, CNRM, Toulouse, France) ; (2) la mise en place d'indicateurs économiques afin d'analyser l'impact économique de la gestion de la ressource en eau (B. Larraz, UCLM, Tolède, Espagne) ; (3) une évaluation et quantification économique des services écosystémiques liés à la ressource en eau (J. Bielsa Callau, IA2, Zaragosse, Espagne) ; (4) établir une relation entre les fonctions écologiques (élimination des nitrates, décomposition de la litière et métabolisme) (L. Flores and J. Díez, EHU, Bilbao, Espagne).

Le volet Enseignement regroupe deux volets : (1) la création d'un module d'enseignement sur le croisement de modèle lié à la dénitrification ; (2) un projet de vulgarisation de la gestion de la ressource en eau à travers un jeu vidéo. Ces 2 volets sont extraits d'un travail d'équipe et je reviendrai sur le rôle et la contribution de mes résultats de thèse au sein de chacune de ces collaborations.

L'objectif n'étant pas de détailler la méthodologie de l'ensemble des collaborations de façon précise, mais seulement d'avoir une vision globale du travail effectué et de la collaboration qui a eu lieu au sein de cette thèse.

A. Volet Recherche

1. Domaine Intradisciplinaire : Intercomparaison de modèles hydrologiques et méthode de validation

1. Introduction

L'idée de l'intradisciplinarité est de réunir différents experts d'une même discipline et de les faire travailler ensemble sur un problème ou une question scientifique. L'hydrologie est l'étude des eaux et de ses propriétés. L'hydrologie consiste en partie à comprendre le cycle de l'eau à l'échelle mondiale et régionale et des échanges entre les différents compartiments (atmosphère, continentale, océanique). Ce cycle peut être défini en partie par divers outils allant des mesures *in situ* à la modélisation. La quantification des stocks d'eau et de leur variation à l'échelle d'un bassin versant est indispensable pour la gestion de la ressource en eau et la prévention des risques associés (inondations, pollutions, manque d'eau). Traditionnellement, les données de débits et d'épaisseur de la couverture neigeuse donnent des informations relatives à ces stocks d'eau. Ces informations sont primordiales, mais se situent uniquement aux stations de mesures. Grâce aux développements du numérique et des applications spatiales de ce dernier siècle, il est désormais possible d'utiliser la télédétection afin de compléter les éléments de mesures.

La validation et la diminution des incertitudes d'un modèle appliqué à des bassins anthropisés ne sont possibles que par la multiplication et le croisement de sources de données (Chapitre 5A). Nous avons ainsi collaboré afin de déterminer la possibilité d'utiliser des données de la mission GRACE avec les laboratoires du LEGOS (Laboratoire d'Études en Géophysique et Océanographie Spatiales) centré sur l'hydrologie spatiale, le CNRM (Centre National de Recherches Météorologiques) spécialisé dans la météorologie, mais aussi dans la modélisation hydrologique. La mission satellite « Gravity Recovery And Climate Experiment » communément appelée GRACE a été lancée en mars 2002 et peut estimer spatialement (résolution ~300km) les variations du stock total d'eau et à l'échelle mensuelle. Cette étude a pour objectif de comparer les produits de GRACE avec les anomalies sur les stocks d'eau totaux (Total Water Storage Anomalies, TWSA) calculées à partir de deux modèles hydrologiques (SWAT et SIM) de 2002 à 2010. De bons résultats pourront permettre de valider l'utilisation des produits de GRACE et de les utiliser comme données de validation pour les modèles hydrologiques. Dans cette étude, j'ai modélisé les stocks d'eau des différents compartiments du bassin versant Garonne à partir du modèle SWAT. Ce travail a permis d'améliorer les performances de mon modèle notamment dans la représentation du cycle de l'eau. En effet, la comparaison avec les sorties du modèle SIM m'a permis de réfléchir quant aux limites des modèles et a alimenté les méthodes de validation du chapitre 5A.

Cette étude est présentée plus en détail dans l'article : **Biancamaria S.**, M. Mballo, P. L. Moigne, J. Sánchez-Pérez, G. Espitalier-Noël, Y. Grusson, R. Cakir, V. Häfliger, F. Barathieu, M. Trasmonte, A. Boone, E. Martin and S. Sauvage. "Total water storage variability from GRACE

mission and hydrological models for a 50,000 km² temperate watershed: the Garonne River basin (France)". *Journal of Hydrology: Regional Studies*, vol. 24, 100609, doi:10.1016/j.ejrh.2019.100609, 2019

2. Matériel et Méthode

Le site d'étude choisie est le bassin versant de la Garonne (50 000 km²) (Figure 102), amplement détaillé dans les chapitres précédents (Chapitre 2, 3, 4). Ce bassin a été sélectionné dans le cadre du projet REGARD qui se focalise sur cette région notamment parce que ce bassin versant a été modélisé à la fois par les modèles SWAT (thèse de Youen Grusson (2017) et dans cette thèse) et SIM (CNRM) et que les produits de GRACE y sont disponibles.

Gravity Recovery And Climate Experiment est une mission spatiale conjointe entre la NASA et l'agence spatiale allemande. Lancée en mars 2002, elle effectue des mesures détaillées de la gravité terrestre permettant de connaître la répartition des masses d'eau et ses variations dans le temps. Ces mesures sont permises grâce à la combinaison de deux satellites jumeaux travaillant en tandem à 220km de distance (Tapley and Reigber, 2001). Les orbites de chaque satellite sont dépendantes de la gravité terrestre et les variations locales vont légèrement impacter les mouvements satellitaires et par conséquent la distance entre les deux satellites. Les distances entre les deux satellites, constamment relevées et converties par des centres de traitement, sont appelées « Solution de GRACE ». Plus d'informations sur les sorties et traitement de GRACE se trouvent dans Wouters et al. (2014). Sept solutions de GRACE disponible librement à l'échelle mensuelle et globale ont été utilisées dans cette étude. Les trois premières solutions sont les Tellus GRACE - Land release RL05 (disponible sur <https://grace.jpl.nasa.gov/data/get-data/monthly-mass-grids-land/>) calculée par les centres de traitement de l'Université du Texas : Center for Space Research (CSR, version DSTvSCS1409), GeoForschungsZentrum (GFZ, version DSTvSCS1409) et Jet Propulsion Laboratory (JPL, version DSTvSCS1411) (Landerer and Swenson, 2012; Swenson and Wahr, 2006). Ces solutions sont respectivement appelées "RSE", "GFZ" et "JPL". La quatrième solution correspond aux grilles GRACE/LAGEOS Equivalent Water Heights 1°x1° du Centre National d'Études Spatiales/Groupe de Recherche en Géodésie Spatiale (CNES/GRGS, version 03 - version 3 disponible sur <http://grgs.obs-mip.fr/grace/variable-models-grace-lageos/grace-solutions-release-03> ;Lemoine et al., 2016). Cette solution est appelée "GRGS". Enfin, les trois dernières solutions correspondent aux solutions dites "mascons" calculées par CSR (Save et al., 2016), NASA Goddard Space Flight Center (GSFC, Loomis and Luthcke, 2014; Luthcke et al., 2013) et JPL (Watkins et al., 2015), appelées ci-après respectivement "CSR mascon", "GSFC mascon" et "JPL mascon".

Les instruments de GRACE produisent également des Total Water Storage (TWS) anomalies (TWSA) à l'échelle mensuelle correspondant à la somme de l'ensemble des variations de masses d'eau à la surface des continents (équivalent à la somme du volume d'eau contenu dans

la neige, les sols, les rivières et les eaux souterraines) (Chen et al., 2016). Les produits de GRACE ont été souvent utilisés à l'échelle des bassins pour générer les TWSA pour les grands bassins versants du monde tel que celui de l'Amazonie, ou encore du Mékong (Jing et al., 2020; A. Y. Sun et al., 2017). Cependant, la faible résolution spatiale de GRACE (taille du pixel au sol d'environ 300 km) entraîne des incertitudes plus importantes pour des échelles plus fines. Longetal et al. (2017) ont analysé la disparité des TWSA de soixante rivières à travers le monde montrant que les anomalies du produit de GRACE étaient plus fortes pour les bassins versants de taille moyenne (superficie inférieure à 200 000 km²) que pour les bassins de plus grandes tailles. La question de la validité de l'utilisation des produits de GRACE dans l'analyse des stocks d'eau est d'autant plus remise en question pour le bassin versant de la Garonne de 50 000 km².

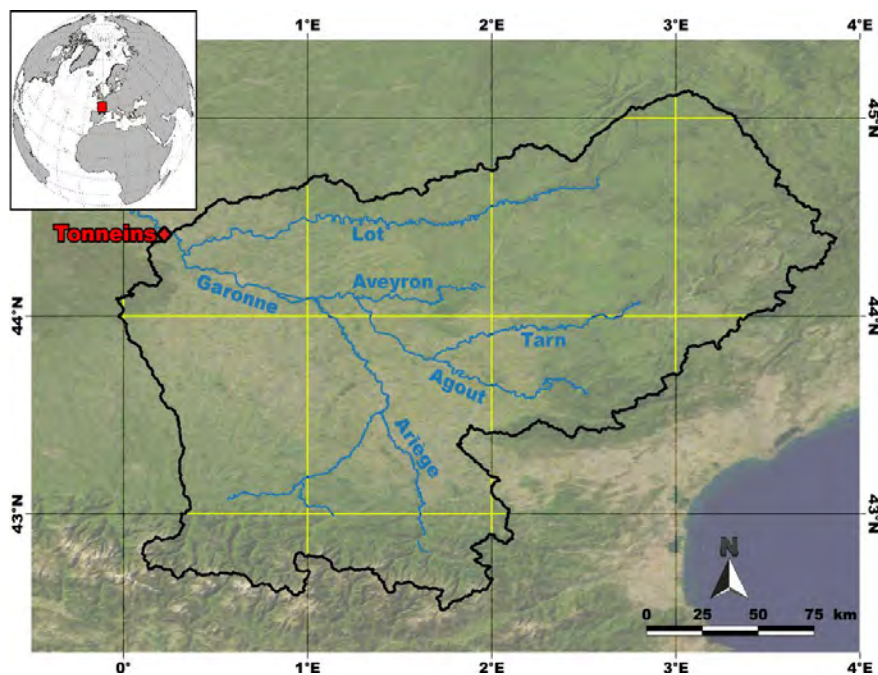


Figure 102: Cartographie du bassin versant Garonne jusqu'à Tonneins (polygone noir) et réseau hydrologique (ligne bleue, issue de la base de données IGN BD Carthage, disponible sur www.sandre.eaufrance.fr). Les lignes verticales et horizontales correspondent à une grille de degré 1x1 (utilisées pour les produits GRACE) et les lignes jaunes correspondent aux pixels correspondant au bassin Garonne. L'image en arrière-plan est l'image de "Blue Marble Next Generation" NASA MODIS (Stöckli et al., 2005)

Cette étude compare les TWSA obtenues à partir de 7 solutions de GRACE et les TWSA calculées à partir de deux modèles hydrologiques : SAFRAN-ISBA-MODCOU (SIM) et Soil and Water Assessment Tool (SWAT) entre 2003 et 2010, SIM et SWAT sont les deux modèles hydrologiques actuellement disponibles sur le bassin versant de la Garonne.

Nous ne représenterons pas le modèle SWAT qui a déjà été présenté dans les chapitres précédents (Chapitre 2, 3 et 5). Le modèle SIM, quant à lui, est une combinaison du système d'analyse météorologique (SAFRAN), du modèle ISBA (Interaction-Soil-Biosphere-Atmosphere, ISBA; Noilhan and Planton, 1989; Noilhan and Mahfouf, 1996), simulant les échanges sol-atmosphère, et du modèle hydrogéologique MODCOU (MODèle COUplé, MODCOU; Ledoux et

al, 1989; David et al., 2011). SIM simule sur la France les flux d'eau et d'énergie à la surface ainsi que l'évolution des débits de surface et souterrains. Ce modèle, développé en 2003 est utilisé par Météo-France afin de surveiller la ressource en eau en France et à prédire les risques d'inondations et de sécheresse. SIM calcule le stock d'eau à partir des précipitations totales de SAFRAN, et modélise l'évaporation totale, le ruissellement et l'infiltration dans les sols. L'évaporation totale est composée de l'évaporation des plantes, des sols nus, de l'eau interceptée par les plantes ainsi que de la sublimation de la neige et des glaces. Plus d'informations sur les processus et la paramétrisation du modèle SIM sont disponibles dans Dümenil and Todini (1992) et Häfliger et al. (2015).

La table 29 renvoie les paramètres d'entrée utilisés dans les modèles SIM et SWAT.

Table 29: Paramètres d'entrée des modèles SWAT et SIM et données de validation (issus de Biancamaria et al., 2019)

Data Type	SWAT		SIM	
	Data Source	Scale	Data Source	Scale
Atmospheric forcing	SAFRAN	8km x 8km	SAFRAN	8km x 8km
DEM	ASTER GDEM version 2 from NASA/METI	Grid cell 90m x 90m	SRTM GDEM from NASA and NGA	Grid cell 90m x 90m
Land Use	Corine Land Cover	Grid cell 100m x 100m	ECOCLIMAP (2013)	Grid cell 1km x 1km
Soil	European Soil Database	Grid cell 1km * 1km	Harmonized World Soil Database	Grid cell 1km x 1km
River discharge	Banque Hydro	20 gages	Banque Hydro	34 gages

a. Évaluation des modèles utilisés

Les deux modèles ont été évalués en utilisant l'indicateur du «Nash-Sutcliffe Efficiency» (NSE; Nash and Sutcliffe, 1970) qui compare les observations in situ et les simulations à l'échelle mensuelle et journalière respectivement pour SWAT et SIM. NSE varie entre moins l'infini et 1 avec 1 comme étant l'adéquation parfaite entre les observations et les simulations. Un NSE égal à 0 indique que la moyenne des observations et des simulations est similaire. Enfin, une valeur négative indique une faible performance du modèle et donc de grandes divergences entre observations et simulations. Le biais de chaque modèle a également été calculé afin de savoir si le débit était sous-estimé ou surestimé. SIM présente des résultats satisfaisants avec une moyenne de NSE de 0,55 et un ratio des débits de 1,04. La figure 102 présente le pourcentage de pixels de SIM possédant des stations de mesures. 75% des pixels possédant une station ont un NSE supérieur à 0,5 peuvent être considérés comme un bon résultat. Plus de 50% des pixels ont un NSE supérieur à 0,6 montrant une bonne corrélation entre la simulation SIM et les mesures in situ. De même, la

Figure 103b montre qu'un tiers des pixels surestime le débit tandis que 25% des débits des stations observées sous-estiment le débit. La moyenne des biais est quasi nulle.

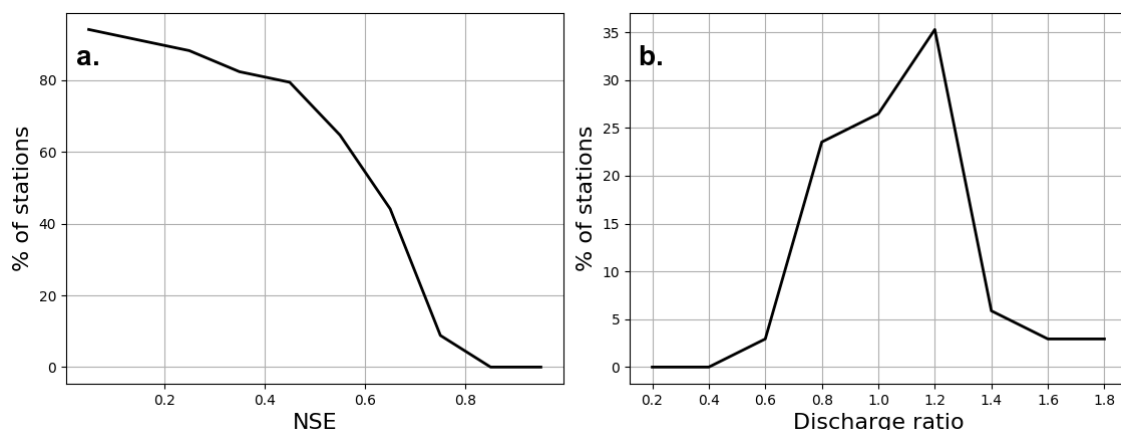


Figure 103: (a) Pourcentage de pixel de SIM pour chaque station de validation en fonction des performances de Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) et (b) le rapport de débit au 34 stations de contrôle entre 1958 et 2016 (issus de Biancamaria et al., 2019).

Comme démontré dans le chapitre 3, le modèle SWAT a été calibré et validé sur la période 2000-2010 et une analyse des incertitudes a été effectuée grâce à l'outil statistique SWAT-CUP en utilisant l'algorithme SUFI-2. Ces résultats, détaillés au chapitre 3, sont exploités par la suite.

b. La méthodologie de validation croisée des modèles hydrologiques et des sorties de GRACE

Les modèles SIM et SWAT du bassin versant Garonne ont été approuvés par la communauté scientifique, mais certains compartiments du bilan en eau ne peuvent être validés par des données de mesures d'où l'intérêt de mener une validation croisée des solutions de GRACE et des sorties des modèles de SIM/SWAT afin de calculer le bilan en eau du bassin versant Garonne.

Les TWSA de GRACE ont été calculées à partir des pixels présents dans le bassin Garonne même partiellement. Pour chacun des pixels, les hauteurs équivalentes à l'eau liquide des solutions de GRACE ont été multipliées par la surface du pixel qui coupe le bassin afin de calculer la TWSA en pixels (en m³). Ensuite, tous les pixels TWSA sont additionnés, pour obtenir GRACE TWSA sur l'ensemble du bassin.

La TWSA des modèles a été calculée pour chaque compartiment hydrique. Pour le modèle SIM ces compartiments correspondent à la neige, l'eau présente dans la végétation, les rivières et l'eau des sols. Pour le modèle SWAT, la neige, l'eau de surface, l'eau des sols, l'eau des aquifères de subsurface et profonds constituent le volume de l'eau liquide équivalente totale. Les TWSA de chacun des pixels du bassin ont été sommés (en pondérant par la proportion des pixels présents dans le bassin). La moyenne des TWS sommées est calculée afin d'obtenir la TWSA pour l'ensemble du bassin.

3. Résultats et Discussions

a. La validation croisée des sorties de modèles et des solutions de GRACE

Les variations annuelles des TWSA des solutions de GRACE et de celles des modèles hydrologiques sur le bassin versant Garonne, leur cycle annuel moyen (moyenne effectuée entre 2003 et 2010) et les variabilités mensuelles des TWSA sont présentées dans la figure 104. L'ensemble des TWSA montrent de bonnes corrélations entre elles après une nouvelle calibration. En effet, les TWSA entre les sorties du modèle SWAT et celle de SIM ont montré tout d'abord des divergences qui nous ont permis de déterminer une surestimation des largeurs des rivières du modèle SWAT entraînant une surestimation des volumes d'eau liquide totale dans SWAT. Après avoir régularisé ces largeurs de rivière à partir des images satellites, les TWSA du modèle SWAT recalculées correspondent aux TWSA des solutions GRACE et à celles des sorties de SIM. Les cycles moyens annuels (Fig 5-b) de l'ensemble des modèles et solutions ont la même amplitude et les mêmes tendances. Cependant, les solutions de GRACE ont un mois de décalage par rapport aux modèles hydrologiques. En effet, les valeurs maximales des solutions de GRACE ont lieu en Mars et les valeurs minimales en septembre tandis que le maximum et le minimum des modèles SWAT et SIM apparaissent en février et en août.

La table 30 présente les coefficients de corrélation et les NSE calculées entre 2003 et 2010 entre les solutions de GRACE et les sorties de modèles entre le cycle moyen et la variabilité mensuelle. La table 30 montre de bonnes corrélations entre les solutions de GRACE et les sorties des modèles. La solution GRGS possède la plus faible corrélation R^2 et le plus faible NSE (0,77 et 0,27 pour SIM, et 0,79 et 0,32 pour SWAT). Les autres solutions ont des R^2 et des NSE supérieurs à 0,80 et 0,50 respectivement avec les sorties des deux modèles. La solution Mascon a la meilleure performance avec des R^2 et des NSE supérieures à 0,90 et 0,80, Il était attendu que la solution Mascon présente la performance la plus élevée étant donné que cette solution diminue la fuite d'information et est plus adaptée aux échelles locales comparées aux autres solutions (Scanlon et al., 2016).

Ces comparaisons permettent une validation croisée des solutions de GRACE et des sorties du modèle. La variabilité interannuelle est également cohérente montrant que GRACE est capable de fournir les TWSA pour un bassin tempéré tel que la Garonne. De la même façon, ces bons résultats indiquent que les modèles hydrologiques sont assez robustes et possèdent suffisamment de données de forçage, mais aussi de formalismes adéquats afin de correspondre aux informations obtenues par satellites.

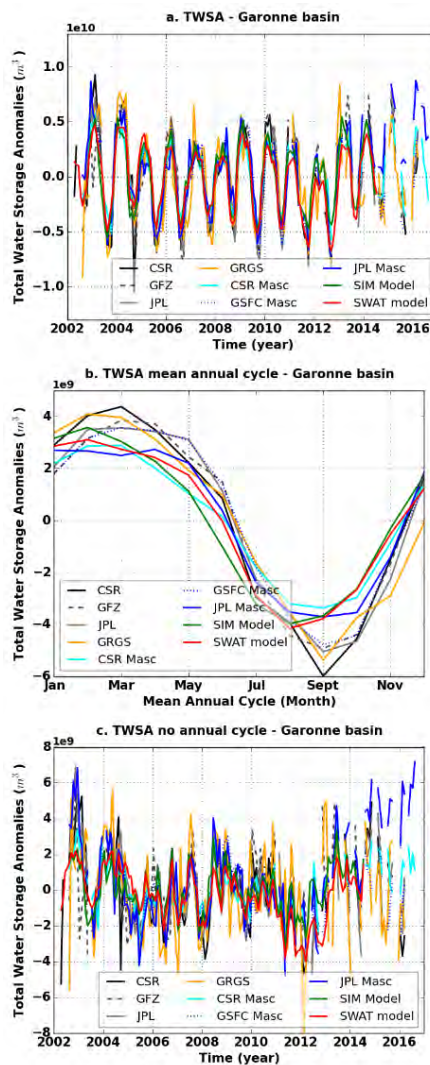


Figure 104: (a.) TWSA (en m^3) du bassin versant Garonne (b.) Cycle mensuel moyen des TWSA de 2003-2010 et (c.) les TWSA sans leur cycle mensuel moyen de 2003-2010 pour les sept solutions de GRACE (Tellus Land CSR, Tellus Land GFZ, Tellus Land JPL, CNES/GRGS, CSR mascon, GSFC mascon, JPL mascon) entre avril 2002 et août 2016 et pour les des deux modèles hydrologiques (SIM et SWAT) entre avril 2002 et août 2014 (issus de Biancamaria et al., 2019).

Table 30 : Coefficient de Corrélation (Corr.) et Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) entre les TWSA des solutions de GRACE et de ceux des modèles hydrologiques GRACE solutions and hydrological models sur le bassin Garonne. Les valeurs en gras indiquent les meilleures performances de Corr entre les solutions de GRACE et les modèles SIM et SWAT (issus de Biancamaria et al., 2019).

		Models			
		SIM		SWAT	
		Corr.	NSE	Corr.	NSE
GRACE Tellus Land	CSR	0,91	0,60	0,92	0,62
	GFZ	0,86	0,52	0,84	0,46
	JPL	0,86	0,57	0,91	0,68
	Mean	0,90	0,67	0,92	0,71
GRACE GRGS		0,77	0,27	0,79	0,32
GRACE Global Mascons	CSR	0,93	0,86	0,92	0,83
	GSFC	0,90	0,71	0,93	0,77
	JPL	0,88	0,69	0,89	0,69
Models	SIM	1,00	1,00	0,96	0,93
	SWAT	0,96	0,92	1,00	1,00

b. Analyses des compartiments hydrologiques des modèles

Contrairement à GRACE, les modèles hydrologiques sont capables de dissocier l'information de l'eau liquide totale disponible en la répartissant par compartiments hydrologiques. La figure 105 représente les contributions de chaque compartiment pour chacun des modèles SIM et SWAT. La plupart des TWSA proviennent de l'eau du sol et des aquifères (comprenant les aquifères superficiels connectés à la rivière qui stockent une grande quantité d'eau d'après SWAT). La contribution des aquifères souterrains simulés dans SWAT est un ordre de grandeur plus faible à ceux des autres compartiments, malgré le fait que son stockage absolu moyen d'eau est le plus important. Les rivières contribuent faiblement aux TWSA étant donné que la plaine inondée du bassin versant de la Garonne est petite et ne persiste guère plus de quelques jours. En résumé, la plupart des TWSA de la Garonne sont dues aux dix premiers mètres de sol et des aquifères superficiels qui sont connectés à la rivière. Le bassin versant de la Garonne contrairement aux grands bassins versants du monde ne peut pas stocker de grande quantité d'eau dans la plaine inondée et dans les rivières. Certaines études utilisant GRACE sur les grands bassins versants montrent que le volume présent dans les rivières contribue davantage au TWSA. Par exemple, Becker et al. (2018) estime que les eaux de surface contribuent à $19 \pm 5\%$ de la variation annuelle de GRACE TWSA dans le bassin versant du Congo entre 2003 et 2007. Les eaux de surfaces pourraient même participer jusqu'à 40-50% à la variation annuelle du TWSA dans les bassins possédant de grandes plaines inondées (Frappart and Ramilien, 2018) tels que les bassins de l'Amazonie (Papa et al., 2013), de l'Orenoque (Frappart et al., 2015) ou encore du Ganges-Brahmaputra (Papa et al., 2015). Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus dans le bassin Garonne. En effet, les compartiments principaux contribuant au TWSA de la Garonne sont les dix premiers mètres de sol et les aquifères superficiels connectés à la rivière correspondant aux compartiments connectés aux eaux de surface et à l'interface avec l'atmosphère.

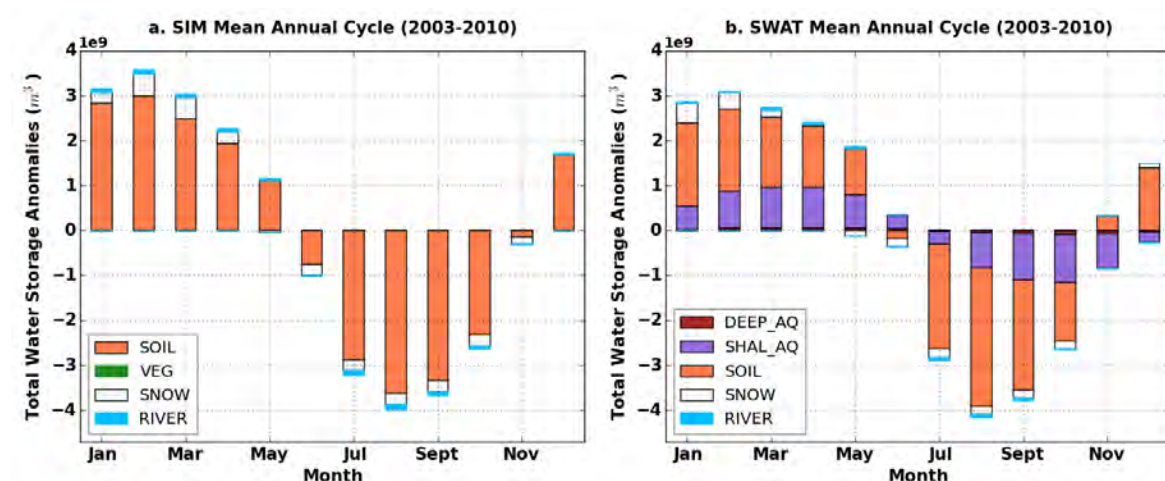


Figure 105: Contribution de chaque compartiment au cycle moyen annuel des TWSA de 2003 à 2010 pour les modèles (a) SIM et (b) SWAT (issus de Biancamaria et al., 2019)

4. Conclusion

Cette étude nous a permis d'effectuer des validations croisées avec différents modèles et sorties de GRACE montrant de fortes similarités dans le volume d'eau global du bassin versant de la Garonne. Les sorties de GRACE peuvent être utilisées comme sources de données supplémentaires afin de calibrer et de valider un modèle hydrologique tel que SIM ou encore SWAT. De plus, cette étude nous a permis de peaufiner notre calibration du modèle SWAT utilisé dans cette thèse et de déterminer des irrégularités non déterminées aux premiers abords améliorant ainsi la performance du modèle.

Cette étude hydrologique intradisciplinaire a permis à chacun des laboratoires d'améliorer l'application de leurs outils respectifs et d'en comprendre également les forces et les faiblesses. Cet échange d'outils et de connaissances peut également avoir lieu entre disciplines différentes. C'est ce que nous avons essayé d'effectuer avec une équipe d'économiste sur l'évaluation d'indicateurs économique et la monétarisation d'une fonction écologique : celle de la régulation des nitrates.

2. Domaine Pluridisciplinaire :

1. Évaluer les indicateurs économiques

a. Introduction

Dans le cadre du projet AGUAMOD (2016-2019 ; <http://www.aguamod-sudoe.eu/fr/>) , des indicateurs environnementaux, économiques et de gouvernance, ont été sélectionnés et quantifiés afin d'évaluer l'état actuel de la ressource hydrique du territoire SUDOE. Ces indicateurs ont ensuite été utilisés comme support pour construire les scénarios futurs de la gestion de la ressource en eau avec les acteurs du territoire (Figure 106: Schéma de construction du projet Aguamod). La construction du projet a pu se faire grâce à la collaboration de nombreux partenaires européens.

Un des points forts du projet était la collaboration d'équipes de recherche issue de thématiques différentes (environnementale, sociologie et écologie) afin de remplir les objectifs du projet. La recherche en économie de l'environnement est, à ce jour, très discutée avec des méthodologies disparates et hétéroclites. Un consensus n'a pas encore été trouvé sur l'évaluation économique des fonctions écologiques et notamment des services écosystémiques associés aux services de régulation. De plus, les études économiques ont rapidement un pouvoir politique et de communication fort poussant les chercheurs à prendre de grandes précautions sur ces indices qui peuvent être facilement interprétés à mauvais escient. Au sein d'Aguamod, ces divergences étaient présentes obligeant l'ensemble des équipes de recherche à « mettre son grain de sel » sur le sujet donnant lieu à une grande collaboration autour des indicateurs notamment économiques. Sept indicateurs économiques ont été calculés dans ce projet :

Des indicateurs de productivité et d'intensité du secteur primaire (incluant l'agriculture, la sylviculture et les élevages),

- Des indicateurs de productivité du secteur primaire agricole uniquement,
- Des indicateurs de productivité et d'intensité du secteur secondaire,
- Des indicateurs de productivité et d'intensité du secteur tertiaire.

Ces indicateurs ont pu être établis grâce à la participation de l'ensemble des parties prenantes du projet qui a, d'une part, participé à la construction du projet et d'autre part permis de rassembler les données existantes sur une base de données.

Mon travail a consisté à fournir, dans un premier temps, les variables d'entrée de la superficie irriguée et les volumes d'eau utilisés dans le calcul des indicateurs de productivités du secteur primaire et, dans un second temps, les variables de population du territoire SUDOE par sous-système (Chapitre 2) ayant permis le calcul des indicateurs de productivité.

Les objectifs de cette étude ont été d'évaluer les indicateurs économiques associés aux différents indicateurs ci-dessus afin d'aider les gestionnaires à construire des scénarios futurs de gestion de la ressource en eau dans un contexte de changement environnemental.

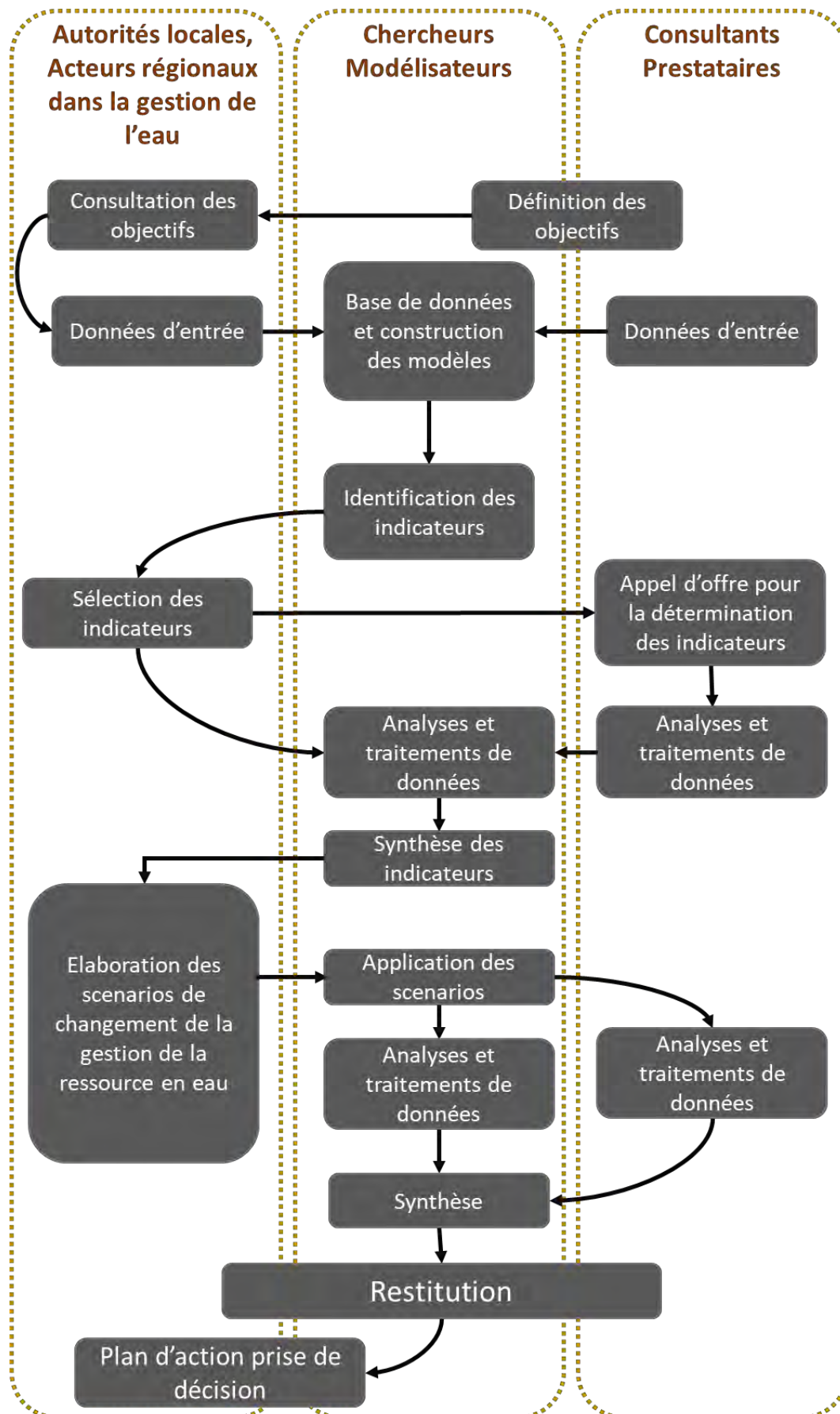


Figure 106: Schéma de construction du projet Aguamod (adapté de Izydorczyk et al., 2019)

b. Matériel et Méthode

Site d'étude et données d'entrée

Le domaine géographique choisi dans cette étude est l'ensemble du territoire SUDOE. Les données utilisées pour calculer les indicateurs ont été issues des statistiques nationales ainsi que des sorties du modèle SWAT à l'échelle du SUDOE développé dans cette thèse et présenté dans le chapitre 5. Les sorties ont concerné les indicateurs liés à l'agriculture (secteur primaire). Les sorties des modèles permettent notamment une discrétisation des informations nationales à l'échelle régionale, mais aussi une projection dans le futur à partir de différents scénarios (1990-2100).

Échelles

Un des plus importants casse-têtes de l'étude a été d'harmoniser les données disponibles à une même échelle. La Figure 20 présente l'ensemble des résolutions disponibles. Les statistiques nationales étaient disponibles à l'échelle régionale (consommation moyenne d'eau), départementale ou encore communale (populations) tandis que les unités liées à la politique de l'eau sont réparties à trois niveaux d'échelle : la démarcation (échelle du bassin versant et de prise de décisions), les systèmes d'exploitation (échelle d'application), les masses d'eau (échelle de mesures et de suivi de la qualité).

L'unité des politiques de l'eau à l'échelle des démarcations hydrographiques a été choisie pour la restitution finale afin de faciliter le dialogue avec les acteurs de l'eau (travaillant aux échelles de politiques de l'eau) et de ne pas augmenter l'incertitude des calculs en augmentant la résolution d'application.

Les variables utilisées à grande échelle ont donc été agrégées en fonction du type de la variable. Pour une variable quantitative (par exemple le nombre d'habitants) un découpage des communes en fonction des démarcations a été effectué. Si une commune appartenait à deux démarcations distinctes, une moyenne pondérée du nombre d'habitations a été effectuée en fonction de l'aire de la commune. Ce calcul repose sur le postulat d'une répartition homogène de la population sur une commune qui n'est pas tout à fait exacte.

Afin de pouvoir choisir un facteur de pondération pour les Valeurs Ajoutées Brutes pour discrétiser les valeurs à l'échelle de la démarcation, nous avons fait une analyse des différents facteurs disponibles (population, superficie du bassin, superficie d'agriculture, superficie d'agriculture irriguée, superficie urbaines, superficie de zone industrielle...).

Les calculs de pondération des données statistiques ont été effectués à chaque échelle et leurs comparaisons nous ont permis de détecter les anomalies des sorties du modèle permettant d'améliorer la calibration du modèle.

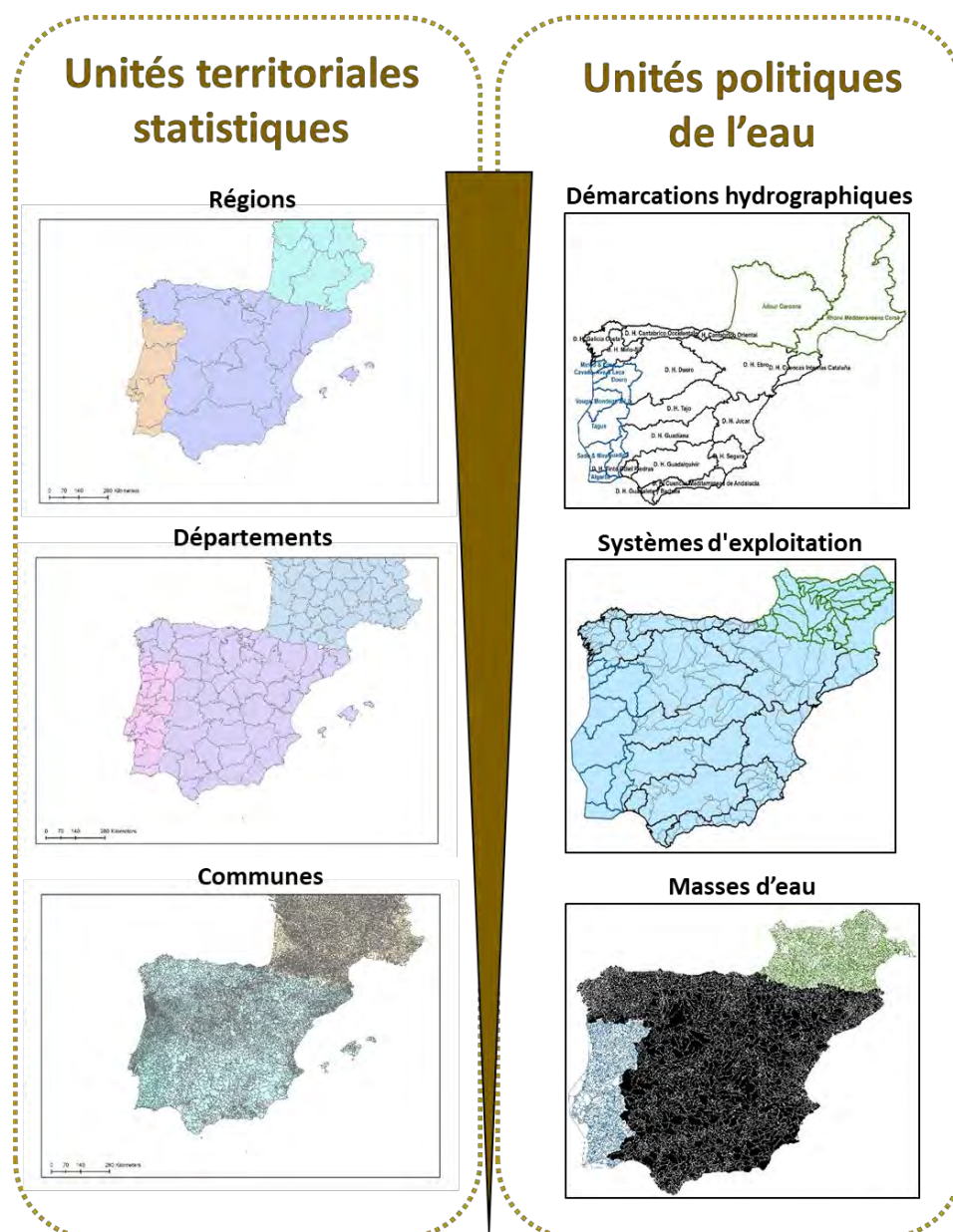


Figure 107: Présentation de l'ensemble des échelles utilisées dans le projet Aguamod divisé en deux entités: les unités territoriales statistiques et les unités liées à la politique de l'eau

Calcul des indicateurs

Les indicateurs ont été calculés annuellement à l'échelle de la démarcation hydrographique entre 2000 et 2015 (en fonction de la disponibilité des données). Parmi les indicateurs économiques, nous pouvons en distinguer deux groupes : les indicateurs de productivité et les indicateurs d'intensité.

Les indicateurs de productivité (P_x) mesurent la productivité de l'eau dans un secteur économique en €/m³ par exemple le secteur primaire, qui comprend l'agriculture, l'élevage et la foresterie. Il est obtenu en divisant la valeur ajoutée brute (VAB) générée par ce secteur économique par la quantité d'eau virtuelle utilisée dans chacun des secteurs économiques. En conséquence, cet indicateur mesure les unités de VAB générées par une unité de volume d'eau, ou ce qui est le même

dans ce cas précis, les euros produits avec chaque m³ d'eau dédié aux activités économiques susmentionnées. Le qualificatif de "apparent" leur est accordé parce que l'eau n'est pas le seul facteur nécessaire pour une telle production.

$$Pi = \frac{\text{VAB secteur } i}{\text{VE secteur } i}$$

Avec :

VAB secteur i = Valeur Ajoutée Brute ou la valeur économique du secteur i (€)

VE secteur i = Volume d'eau utilisé dans le secteur i (m³), pour le secteur tertiaire ce volume correspond à la consommation du secteur tertiaire, mais également à la consommation humaine des ménages

Les indicateurs d'intensité de l'utilisation de l'eau par les employés d'un secteur économique (Ix) en m³/personne. Cet indicateur est défini comme le volume d'eau utilisé par employé équivalent à temps plein dans le secteur primaire. Il mesure la pression de l'économie sur les ressources en eau par rapport à son impact sur l'emploi. C'est un indicateur pertinent pour les politiques de développement durable et d'efficacité de la ressource. Il peut être utilisé principalement pour les politiques d'allocation de l'eau entre différents secteurs de l'économie, car dans les régions où il y a pénurie d'eau, où l'eau est utilisée pour diverses utilisations, l'eau peut être utilisée moins intensivement. Il est obtenu en divisant la quantité d'eau virtuelle utilisée dans le secteur primaire par le nombre d'équivalents temps plein employés. En conséquence, cet indicateur donne le nombre de m³ d'eau utilisé en lien avec un emploi dans le secteur primaire.

$$Ii = \frac{\text{VE secteur } i}{\text{NETC}}$$

Avec :

VE secteur i = Volume d'eau utilisé dans le secteur i (m³), pour le secteur tertiaire ce volume correspond à la consommation du secteur tertiaire, mais également à la consommation humaine des ménages

NETC = Nombre d'employés équivalent temps complet (personne)

$$= \frac{\text{nombre d'heures travaillées dans le secteur } i}{\text{nombre moyen d'heures annuelles par employé à temps complet}}$$

Les VAB et NETC ont été fournis par les bases de données à l'échelle régionale tandis que les volumes d'eau ont été fournis par le modèle, après vérification de leur conformité avec les données nationales, afin de pouvoir obtenir les nouveaux volumes d'eau à la suite des changements de scénarios de gestion de la ressource en eau.

c. Résultats et Discussions

Choix des facteurs de pondération

Afin de pouvoir choisir un facteur de pondération pour les Valeurs Ajoutées Brutes pour discrétiser les valeurs à l'échelle de la démarcation, nous avons fait une analyse des différentes

variables disponibles. La figure 108 renvoie les relations linéaires avec la meilleure corrélation pour chaque secteur d'activité. Le secteur primaire a une relation avec la superficie de culture irriguée ($R^2 = 0,89$, $p\text{-value} = 0,0005$) tandis que les secteurs secondaires et tertiaires semblent corrélés à la population (nombre d'habitants) avec un R^2 de 0,79 pour les deux secteurs. Ces variables ont donc été sélectionnées pour effectuer les calculs de pondération.

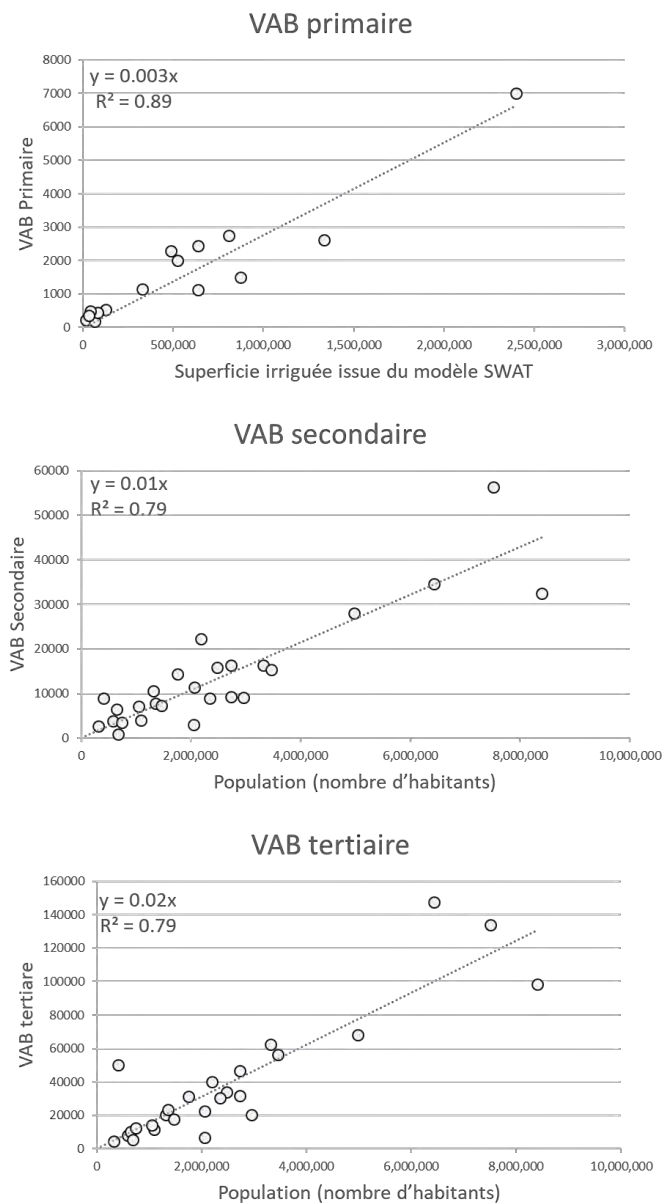


Figure 108: Relation entre VAB des différents secteurs d'activités et la variable la plus sensible (Superficie ou Population).

Cartographie des indicateurs

La Figure 109 représente les calculs effectués pour l'ensemble des indicateurs économiques dans les différents secteurs. Un m^3 d'eau est plus productif en termes d'euro dans le Sud-Ouest de la France pour le secteur primaire que pour le reste du territoire SUDOE cependant lorsqu'on se focalise uniquement sur l'agriculture on remarque que les démarcations les plus productives sont

la Galicie et la partie méditerranéenne française. De même, on remarque que l'eau pour l'agriculture dans le sud de l'Espagne (Andalousie) est très productive. La région de l'Andalousie est une région très productive avec une forte activité agricole et beaucoup de rendement. Une grande partie des terres sont par ailleurs irriguées de façon la plus optimale possible. Pour les secteurs secondaires et tertiaires, il y a un gradient amont/aval entre le Nord et le Sud du territoire SUDOE qui est en lien direct avec le gradient de pluviométrie et de disponibilité en eau. Les indicateurs d'intensité indiquent la pression de l'économie sur la ressource en eau en calculant la quantité d'eau utilisée dans un secteur par un nombre d'équivalents temps plein. Un indicateur faible indique qu'il y a de nombreux emplois dans la région pour peu d'eau utilisée : le ratio eau/emploi est donc très efficace. Pour le secteur primaire, le centre de l'Espagne présente les indicateurs les moins performants tandis que pour les secteurs secondaires et tertiaires la Galicie est la plus performante.

Ces valeurs donnent un point de comparaison des démarcations entre elles et n'a pas pour objectif de porter un jugement sur un gestionnaire ou une région en particulier.

d. Conclusion

Finalement, cette étude a permis d'avoir une idée de la productivité et de l'intensité de l'utilisation de l'eau pour chacun des secteurs d'activités. Cette évaluation a intéressé les gestionnaires et ces indicateurs ont pu être utilisés dans la création de scénarios de gestion de la ressource en eau. Dans le cadre du projet Aguamod, des scénarios de gestion ont été testés en tenant compte notamment de la réduction de la ressource en eau dans les dizaines d'années à venir. Ces résultats ainsi que leurs méthodologies sont présentés sur le site <http://www.aguamod-sudoe.eu/handbook/>. J'ai donc participé à la fourniture de superficies irriguées, de volumes d'eau utilisés et de population qui a permis de calculer la productivité et l'intensité de l'utilisation de l'eau.

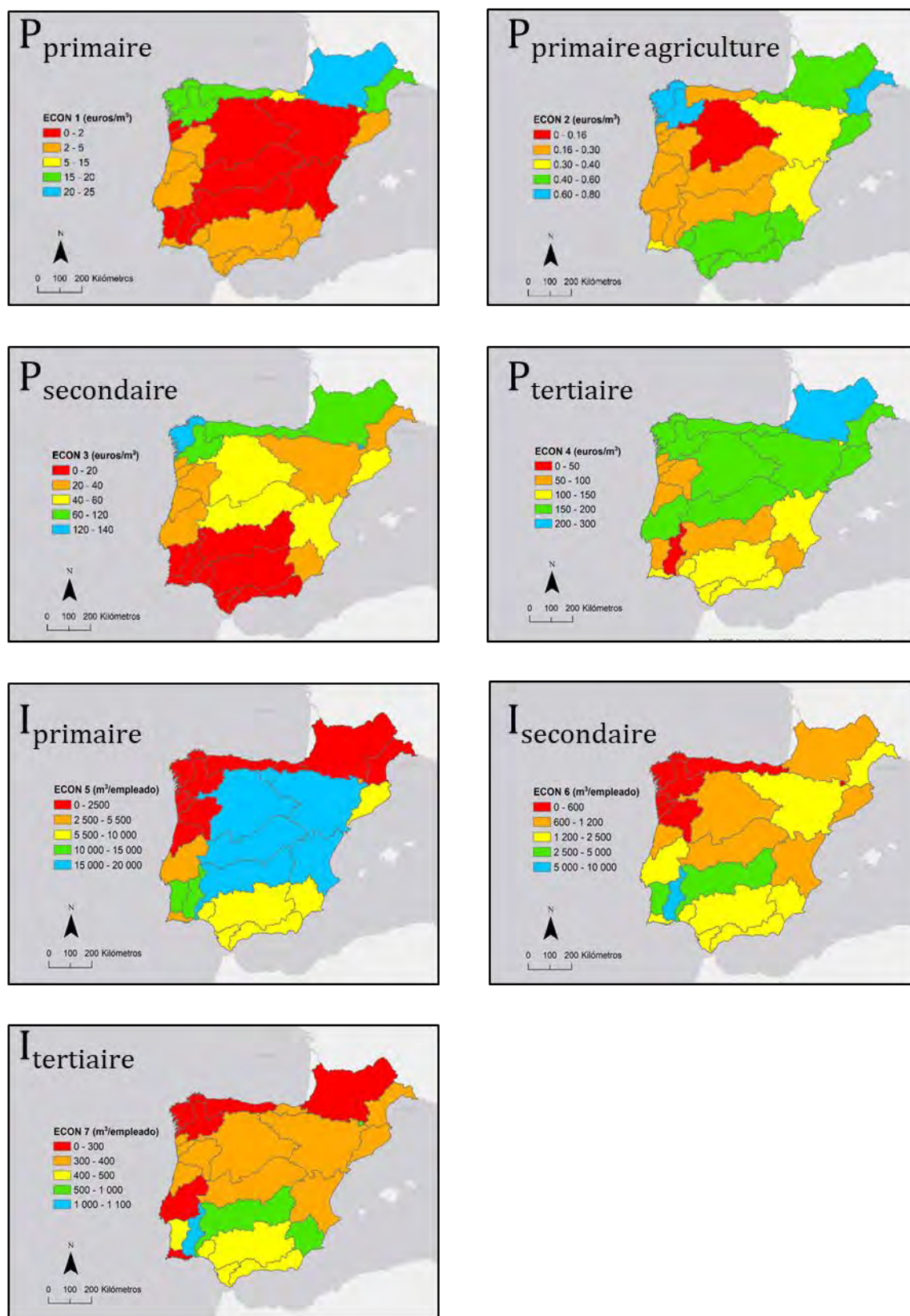


Figure 109: Cartographie des indicateurs économiques par démarcation (tirés de <http://www.aguamod-sudoe.eu/handbook/>).

2. Quantifier et monétariser un service écosystémique

a. Introduction

Dans la cadre du projet Aguamod, une quantification des services écosystémiques et son évaluation économique étaient requises. Comme expliqué en introduction générale (Chapitre 1B), les services écosystémiques sont divisés en trois grands groupes : les services d’approvisionnement, les services de régulation et les services culturels. La 109 définit la trame de décision à l’évaluation des services écosystémiques dans le projet d’Aguamod. Les services d’approvisionnement sont l’ensemble des avantages matériels que la population tire de l’environnement tels que l’eau, l’alimentation, les matières premières pour la construction, l’énergie ou encore la pharmaceutique. Dans ce projet, les approvisionnements en eau potable et en alimentation sont les deux services étudiés. Les services de régulation sont l’ensemble des processus fonctionnant ensemble pour rendre les écosystèmes « propres », durables, fonctionnels et résilients face aux changements. La régulation des nitrates dans les eaux superficielles a été utilisée comme un proxy de la régulation de la qualité de l’eau (Chapitres 1). Les services écosystémiques sont quantifiés dans un premier temps à partir de l’évaluation des indicateurs puis ces indicateurs permettent de donner une valeur économique aux services. Pour les services de régulation, la communauté scientifique parle de coût évité, c’est-à-dire le coût hypothétique de remplacement du service que la société aurait dû avancer si la nature et ses services n’existaient pas (De Groot et al., 2012; Notte et al., 2012). Concernant la régulation des nitrates, ce coût se rapproche de la fabrication et du coût d’entretien de stations d’épurations.

Nous décrivons dans un premier temps la détermination de la quantification et de l’évaluation économique des services d’approvisionnement puis des services de régulation, car mon travail s’est intégré dans ces deux services.

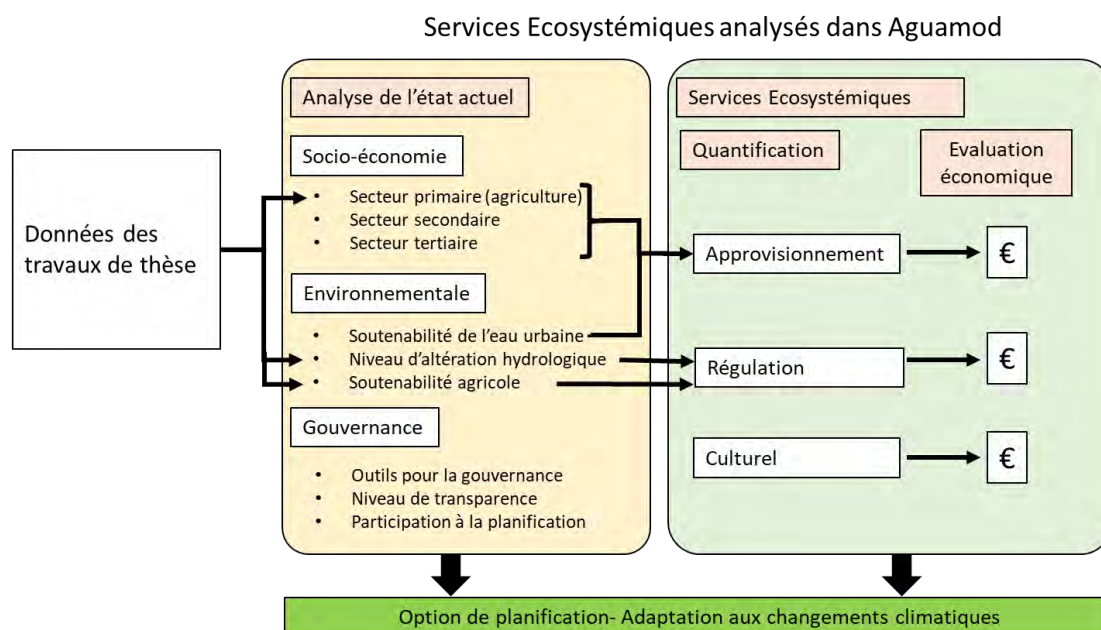


Figure 110: Méthodologie de l'évaluation des services écosystémiques dans le cadre du projet Aguamod et utilisation des travaux de cette thèse dans l'évaluation des services d'approvisionnement et de régulation. Les travaux de cette thèse ont permis de fournir les variables des différents secteurs d'activités, du niveau d'altération hydrologique et de la soutenabilité agricole.

b. Matériel et Méthodes

L'ensemble des services ont été estimés sur le domaine SUDOE à l'échelle des systèmes d'exploitation (Figure 20) entre 1990 et 2010 dans la mesure des données disponibles. L'évaluation de l'impact des scénarios de gestion ou des scénarios de changements climatiques implique l'utilisation d'un modèle complexe capable d'intégrer l'ensemble de ces changements. Le modèle SWAT utilisé dans ces travaux répond à ces attentes et nous a permis la quantification du volume d'eau utilisé pour les différentes cultures dont je vais détailler le travail ci-dessous. Le chapitre 4 détaille la construction du modèle utilisée dans cette étude. L'ensemble des données issues des statistiques nationales ont été répertoriées dans la table 31. Concernant les services d'approvisionnement, j'ai participé au calcul de la disponibilité en eau, à l'évaluation des rendements agricoles et du volume d'eau utilisé pour l'irrigation de chaque culture. Pour ce qui est du service de régulation, mes travaux de thèse, présentés au chapitre 5B, ont été exploités pour évaluer la valeur économique de ce service.

Services d'approvisionnement

La disponibilité en eau potable

La quantification du service de l'alimentation de la population en eau potable a été calculée à partir des données des volumes d'eau superficielle et souterraine utilisée pour l'usage domestique (en m³) disponible pour l'année 2013 pour la France et pour l'année 2009 pour le Portugal. En Espagne, les statistiques du volume d'eau sont exprimées en l/habitant/jour. Cette valeur a été multipliée par 365 et multipliée par 1000 pour le convertir en m³/habitant/an puis multipliée par la

population de chaque sous-système pour obtenir le volume d'eau en m³/an consommé dans chacun des sous-systèmes. Cette quantité a été multipliée par le coût unitaire de l'eau pour chacun des sous-systèmes afin d'obtenir la valeur économique de la consommation en eau.

Alimentation

La quantification du service d'approvisionnement en nourriture a été effectuée à partir de la production agricole fournie par le modèle SWAT. Le modèle a été préalablement calibré et validé pour les années 1990 à 2010 (Chapitre 4). En premier lieu, les données d'entrée du modèle SWAT ont été vérifiées notamment la superficie des zones agricoles disponibles (totale, irriguées et non irriguées) à partir de Corine Land Cover 2012 (CLC12). CLC12 ne fait pas de distinction entre zone irriguée et zone non irriguée, plus de détails sur l'attribution des zones irriguées et non irriguées sont présentés au chapitre 5A. Ces données ont été comparées avec la donnée statistique régionale de chaque pays. Dans un second temps, les rendements agricoles ont été calibrés et validés sur SWAT entre 1990 et 2010 grâce à la comparaison des moyennes interannuelles des rendements avec les statistiques nationales par cultures et par pays. Finalement, une comparaison des valeurs économiques des rendements agricoles par région, obtenue par les simulations du modèle et les statistiques économiques régionales, a été effectuée. La valeur économique des rendements issus de SWAT a été calculée en multipliant la quantité totale annuelle produite pour un type de culture par le coût moyen en €/tonnes (Table 31). L'utilisation du coefficient de corrélation R^2 a été utilisée pour évaluer la performance des comparaisons.

Table 31: Données du coût de rendement par type de culture et par pays (valeurs disponibles sur Eurostats, ec.europa.eu/eurostat/fr).

€/Tn	Espagne	France	Portugal
Blé tendre	181,2	223	183,9
Blé dur	292,3	494	280
Orge	174	244	196
Maïs	172,9	201	172,4
Riz	276,8	235,9*	274,4
Coton	501,7		
Tournesols	364,4	483	375
Pommes de terre primeurs	354,4	1396	275,3
Pommes de terre de grande culture	198,3	437	195,6
Pêches	561	1532,5*	981,8
Pommes	377,3	412,6*	575,9
Poires	547,8	666,1*	621,9
Cerises	1459,1	1759,9	
Prunes	611,2	836,9	
Amandes	1854,8	1015,6	
Oranges	185,6	397,6	
Mandarins	278,7	613	
Citrons	530,9	573	
Raisins de table	701,7	1515,5*	1373
Raisins pour la production de vin	316	551,0*	371,1
Olives de table	716,8	1545,3*	491,3
Autres olives	560,6	348,4	

Source EUROSTAT. *Datant de 2011.

Service de régulation

Service de régulation des nitrates

L'évaluation économique du service de régulation des nitrates dans les eaux de surface est présentée plus en détail dans l'article : **Javier Tapia**, Jorge Bielsa, Yolanda Martínez, Sabine Sauvage, Roxelane Cakir, Mélanie Raimonet, Magali Gerino, José Miguel Sánchez-Pérez. "Economic valuation of the natural service of nitrate regulation provided by rivers including dilution effects: application to a semiarid region, the Ebro basin (Spain)". *Ecological Indicators* (2020), vol. 117, 106608, doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106608

La régulation des nitrates dépend de deux types de services :

- Le service d'élimination des nitrates (SR) représentant l'épuration naturelle de l'eau résultante de l'activité biologique de l'écosystème riverain.
- Le service de dilution (SD) qui permet une dilution de la masse en nitrates par apport d'eau de concentration moindre.

La valeur du SR peut être calculée en combinant les données disponibles sur les taux de régulation des nitrates biologiques dans chaque tronçon de la rivière (par exemple en tenant compte des kg par mètre linéaire de cours d'eau) avec des données géographiques telle que la longueur de la rivière. La Figure 111 présente la méthodologie utilisée dans cette étude pour évaluer le service SR à partir des données disponibles. La somme de ces deux services (SR et SD) permet une évaluation économique du service de la régulation de l'eau en nitrates.

Service de régulation des nitrates et son évaluation économique

Proxy = la régulation des nitrates dans les eaux superficielles

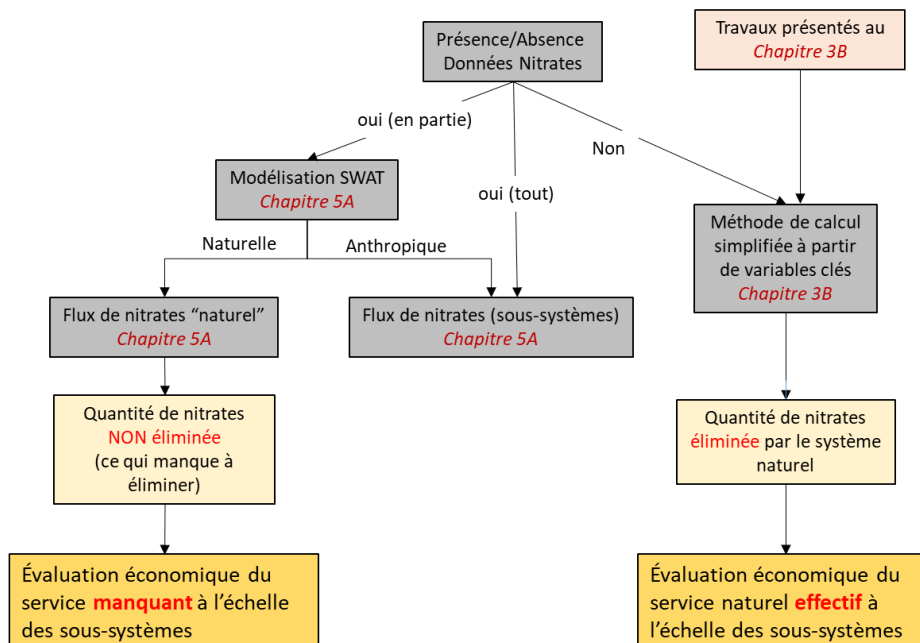


Figure 111: Schéma de l'évaluation du service de régulation des nitrates et de son évaluation économique

L'évaluation économique du service de SR consiste à calculer les coûts qu'entraînerait le traitement de la quantité de nitrates que l'écosystème fluvial élimine naturellement. Cela représente le coût évité du service naturel effectif. Dans un premier temps, le taux d'élimination en nitrates annuel (en kg.m^{-1}) est multiplié par la longueur de chaque tronçon. Le taux moyen interannuel simulé sur la période 1990-2010 à partir du modèle SWAT, et présenté au chapitre 4B, est utilisé dans cette étude. Cette valeur est ensuite multipliée par le coût par unité de masse ($\text{€}.\text{kgN}^{-1}$) déterminé pour chaque sous-système en fonction de la population et des coûts de traitement de l'épuration de l'eau. Le coût de traitement de l'épuration de l'eau pour chacun des sous-systèmes a été effectué en suivant le protocole établi par Grossmann (2012) qui dépend de la taille des stations d'épuration. Afin d'évaluer le coût évité à la société grâce à cette « dépollution naturelle », ce dernier peut être calculé en trois étapes :

- Le calcul de la quantité d'azote éliminé par SR ou par SD à chaque sortie de sous-systèmes ;
- L'estimation du coût évité par unité de quantité associé à chaque point (ou sous-système) ;
- L'obtention de la valeur économique de chaque service à chaque point.

Sur le territoire SUDOE, la densité démographique, dont dépend le coût, est très disparate et nous oblige à effectuer une moyenne pondérée en fonction de la taille de la population des villes et de la proportion d'élevage du sous-système. Il y a donc une hétérogénéité spatiale du service qui dépend d'une part de la capacité d'épuration et de la répartition démographique et des services d'épuration de l'eau disponible. Il est également important de noter que la capacité de régulation en nitrates d'un cours d'eau dépend notamment du débit. Par suite des pertes de débit engendrées par le changement climatique, on peut émettre l'hypothèse d'une diminution de la capacité de régulation en nitrates des rivières à l'avenir.

Évaluer le SD consiste essentiellement à mesurer la capacité du débit à prendre en charge la quantité d'azote sans dépasser une concentration autorisée (50 mgN.L^{-1}). Cette capacité dépend évidemment de la quantité d'eau qui s'écoule à chaque point. En d'autres termes, ce que nous mesurons, c'est la capacité de la rivière à agir comme un puit d'azote.

La proposition de Hoekstra et Chapagain (2008) – sur les eaux grises – évalue le volume d'eau nécessaire à la dilution d'un polluant déversé dans le milieu. Il exprime donc le SD en termes généraux et en quantité d'unités d'eau. Cette approche est très utile pour comparer différents bassins ou pour évaluer l'évolution des problèmes de pollution dans le temps. L'objectif de l'étude est de monétiser le SD déjà effectué par la rivière. Une diminution du débit entraînera alors des coûts supplémentaires de régulation des nitrates. Il est donc primordial de déterminer un point de référence afin d'évaluer le service actuellement offert par la nature. Ce point de référence (GW) est calculé à partir du volume d'eau « naturel » (c^{nat}) nécessaire pour diluer la masse d'azote versée dans le cours d'eau en laissant une eau acceptable avec une concentration c^{max} :

$$GW_i = \frac{c_{ij}q_{ij} - c^{nat}q_{ij}}{c^{max} - c^{nat}}$$

Avec c_{ij} : la concentration d'un point ij et q_{ij} : le débit d'un point ij .

Le GW est une mesure agrégée des besoins pour effectuer la dilution. Elle s'exprime en $\text{Hm}^3.\text{an}^{-1}$. Plus la norme d'eau acceptable est élevée (équivalent à c_{max} bas), plus le volume d'eau nécessaire pour compenser la pollution sera important. Le rapport entre GW et la ressource en eau totale permettent d'évaluer l'évolution de la pollution ou de faire des comparaisons spatiales. Un rapport inférieur à 1 signifie que le bassin a perdu ses capacités de dilution. Le coût est ensuite déterminé à partir de lois économiques décisionnelles décrites dans Tapia et al. (submitted to Ecological Indicators 2/21/2020) dépendant des conditions initiales (c_{ij} supérieur ou inférieur à c_{max}). Le coût évité est calculé à partir de la quantité de polluant évité et le coût de traitement d'un kilogramme d'azote dépend de la taille (en équivalent habitant) d'une station d'épuration (Table 32). Les données de taille de la station d'épuration ont pu être obtenues à partir des données libres de droits disponibles sur la base de données européenne (UWWTP).

Table 32: Coût de traitement en fonction de la taille de la station

<i>Equivalent inhabitants</i>	<i>Treatment Costs (€/kgTN)</i>
<1000	14
De 1000 a 5000	9
De 5000 a10000	6
De 10000 a 50000	3
De 50000 a 100000	2,5
> 100000	2

Source: Grossman (2012)

c. Résultats

Validation de la méthodologie utilisée pour quantifier les services

Afin de simuler la production agricole, les données de CLC12 ont été utilisées. Les superficies agricoles estimées dans CLC12 sont proches des statistiques nationales avec un R^2 de 0,99 et une pente égale à 0,95 (Figure 112). Une comparaison des surfaces non irriguées a également été effectuée avec un R^2 de 0,88 et une pente de 1,21. De même, les surfaces irriguées simulées et issues des statistiques ont un R^2 de 0,97 et une pente de 0,41. Les surfaces irriguées et non irriguées sont respectivement sous-estimées et surestimées conformément aux hypothèses de départ inscrites dans le modèle. Malgré cette incertitude issue des données d'entrée, les rendements annuels moyens par types de cultures simulés par le modèle montrent une très bonne corrélation avec les données

nationales ($R^2 = 0,76$ et pente de 0,96) (Figure 112). De même, la comparaison de la valeur économique donne un R^2 de 0,76 et une pente de 1,55 (Figure 112). La valeur économique simulée par le modèle est globalement surestimée par rapport aux statistiques nationales même si certaines régions semblent sous-estimer ces valeurs.

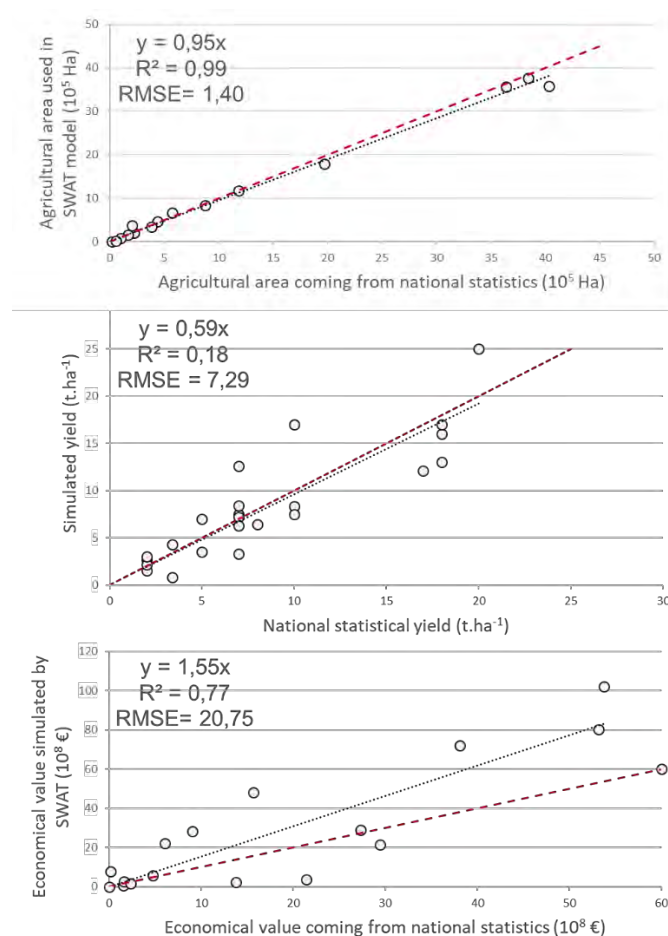


Figure 112: Corrélations linéaires des variables liées à la production agricole entre les simulations SWAT et les statistiques nationales

Estimation de l'intensité des services et de leur monétarisation

La Figure 113 montre un gradient de consommation de l'eau qui est corrélé au gradient de population et au gradient d'irrigation. Les zones peuplées telles que les abords de la Garonne en France, les côtes espagnoles et portugaises ainsi que la région de Madrid ont une forte consommation d'eau entraînant un coût important de l'eau pour ces régions. Cependant, on remarque que le coût de l'eau est également important pour les régions ayant une importante superficie d'agriculture irriguée, par exemple, la région de l'Adour ainsi que celle de la Neste dans le bassin versant Garonne.

La production agricole est caractérisée par un gradient nord-sud avec une production plus importante dans le sud du territoire. Le gain monétaire de la production par sous-système est proportionnel à sa production avec un R^2 de 0,93. Les bassins de l'Ebre, du Duero, de la Galicie et de la Garonne ont tendance à avoir un bénéfice plus faible du rendement agricole comparé aux

bassins du Tago, du Guadiana ou du Guadalquivir. Cette différence s'explique notamment par le type de culture de chaque région et du coût de chacune des cultures. La production d'oliviers (majoritaire dans le sud de l'Espagne) se vend plus cher à la tonne qu'une tonne de maïs (principale production du bassin de la Garonne).

La régulation des nitrates semble plus importante en Espagne que dans le reste du territoire. La régulation des nitrates semble la plus efficace en amont de bassin versant par exemple dans la région d'Andorre où le coût évité par la régulation des nitrates naturelle de l'eau est maximal.

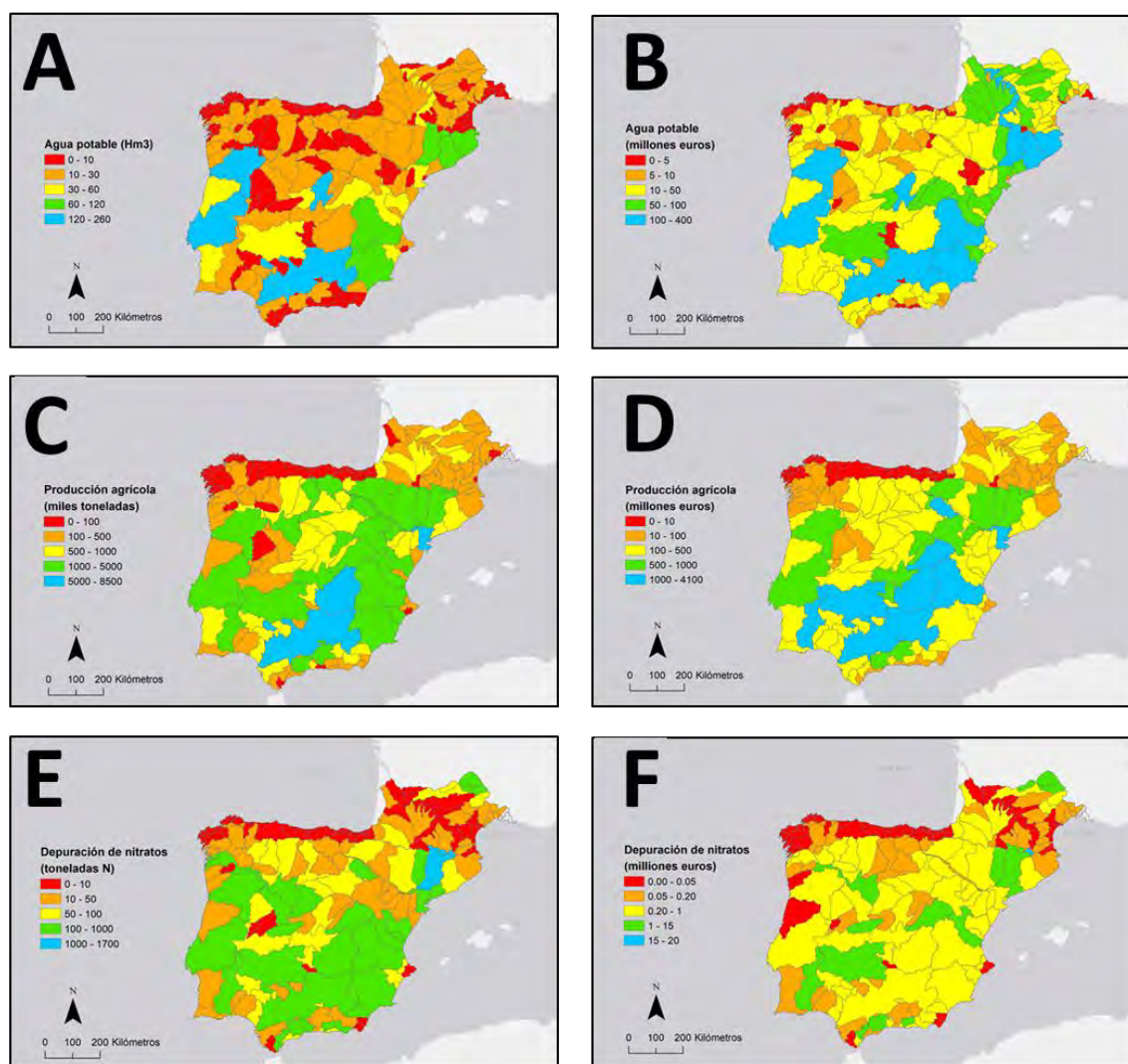


Figure 113: Cartographie des services écosystémiques pour chacun des sous-systèmes du territoire SUDOE ainsi que leur évaluation économique. (A) Quantité d'eau potable utilisée annuellement en Hm³, (B) Coût annuel de l'utilisation de l'eau potable en millions d'euros, (C) Production agricole annuelle en milliers de tonnes et (D) son gain économique en millions d'euros, ainsi que (E) la quantité de dépollution de nitrates en tonnes d'azote et (F) son coût évité en millions d'euros.

3. Conclusion Volet Recherche

La valorisation de mes travaux de thèse au sein de plusieurs collaborations m'a enrichie à de nombreux niveaux. Je remercie mes directeurs de thèse à nouveau de m'avoir impliqué dans ces collaborations.

Tout d'abord, ces collaborations ont permis d'améliorer mes travaux de thèse. En effet, les points de vue des chercheurs extérieurs à nos domaines d'expertise ont pu apporter des éléments de réflexions et d'améliorations pertinentes auxquelles nous n'aurions pas pensé. Pour prendre un exemple, l'évaluation de la production agricole (Figure 113c) est estimée à partir du modèle SWAT, mais l'étape de calibration a été effectuée avec minutie. Deux équipes de chercheurs espagnoles extérieures à la modélisation SWAT (UCLM et UPV) ont participé à la vérification des rendements simulés et à l'amélioration des simulations.

Ces collaborations m'ont également permis de réfléchir à des applications pratiques de mes travaux de thèse. Ces applications sont très gratifiantes et m'ont également permis de voir mes résultats de points de vue différents. En effet, ces collaborations permettent d'une part de découvrir des savoir-faire et l'expertise d'autres équipes et de redécouvrir ces propres résultats de thèse à travers les connaissances des collaborateurs.

Enfin, ces collaborations m'ont permis de comprendre le fonctionnement de la recherche nationale et internationale et de développer mon réseau professionnel. Ces expériences m'ont donné un aperçu des possibilités des études pluridisciplinaire et interdisciplinaire, ce qui m'a convaincu de vouloir continuer mes recherches en ce sens.

B. Volet Vulgarisation et Enseignement

1. Domaine Intradisciplinaire : Intercomparaison de modèles dans l'ingénierie écologique

1. Introduction

Le terme « vulgarisation » est utilisé dans la langue française pour désigner une activité de communication de la science en direction d'un large public. Il provient du latin *vulgus* désignant la foule anonyme implicitement « la multitude anonyme des gens peu cultivés par opposition au savant, *sapientes* » (Bensaude-Vincent, 2010). La vulgarisation permet un échange entre le monde de la recherche et le reste de la société et peut prendre différentes formes (jeux, conférences, enseignement). L'enseignement peut être vu comme une forme de vulgarisation même si en fonction du niveau d'étude la vulgarisation peut être plus ou moins importante. L'enseignement est davantage un transfert de connaissance, mais une vulgarisation initiale est nécessaire pour les novices. C'est le travail que nous nous sommes efforcés à faire dans ce dernier volet « Enseignement » qui nous a permis de vulgariser voire d'appliquer nos résultats de recherches sous une nouvelle forme.

Nous avons mis en place un Travail Dirigé (TD) d'enseignement avec Romain Walcker et Magali Gerino portant sur « La modélisation au service de l'ingénierie écologique » dans le cadre du master 2 INP et UPS : *Ecosystème et Anthropisation*.

L'ingénierie écologique est un concept né dans les années 60 aux États-Unis alliant technique issue de l'ingénierie classique et de l'écologie scientifique. L'objectif est d'utiliser le vivant (animal et végétal) pour gérer, restaurer, créer et préserver des écosystèmes durables qui ont une valeur pour l'homme et la biosphère. Des outils peuvent être mis en place afin de contrôler, gérer les milieux ou résoudre des problèmes de pollution ou de pertes de fonctions écologiques. L'ingénierie écologique doit s'intégrer à la cascade des services des écosystèmes et est donc étroitement liée aux services écosystémiques. Ces services écosystémiques peuvent être de différents types : Approvisionnement, Régulation, Soutien ou Culturel (Chapitre 1A). Burkhard et al. (2018) détaille les méthodologies existantes afin de quantifier et de cartographier les services écosystémiques. La Figure 114 détaille les principales étapes de réflexion dans le choix d'un indicateur pour quantifier un service écosystémique ainsi que les différents types de quantifications des fonctions écologiques associées à ces services qui existent : (1) la quantification in situ des fonctions écologiques sur le terrain (2) la quantification des fonctions écologiques par image satellite et base de données existantes (3) la quantification des fonctions écologiques à partir de la modélisation.

Evaluation biophysique des services écosystémiques par quantification des fonctions écologiques

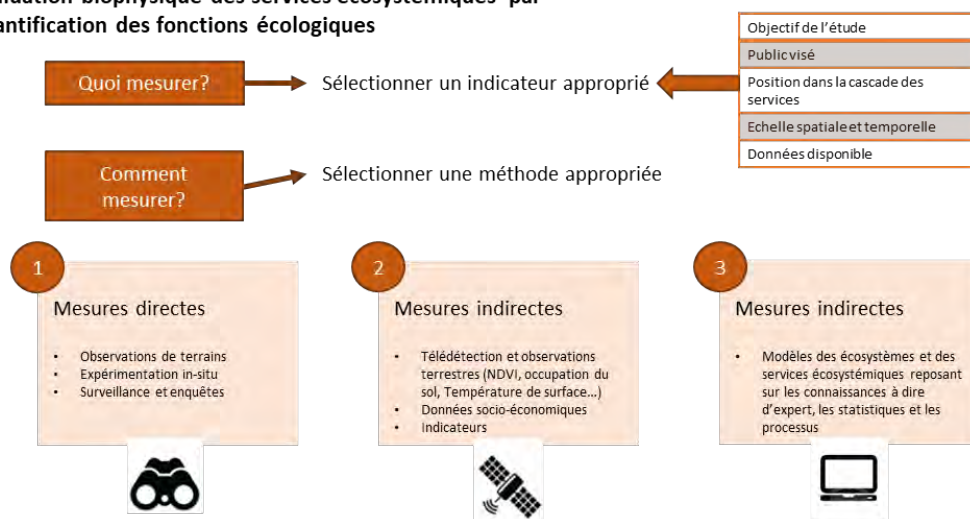


Figure 114: Schéma des différents types de quantification des services écosystémiques (icônes de Freepik)

L'objectif du TD que nous avons élaboré est la quantification de la dénitrification, un indicateur du service de régulation de la qualité de l'eau, à l'échelle du bassin versant. Les étudiants doivent se pencher sur les possibilités existantes de la quantification de la dénitrification et sur les outils de mesure.

2. Exercices

Le TD se déroule en quatre phases avec pour objectif de développer la logique scientifique et l'esprit critique de l'étudiant :

- 1- À partir de la bibliographie (documents supports), déterminer un ou des moyens pour quantifier la fonction écologique de dénitrification associée au service de régulation des nitrates ainsi que des indicateurs de cette dénitrification (que mesurer et comment mesurer)
- 2- Estimer un potentiel de dénitrification à l'aide d'un modèle simple
- 3- Estimer une quantité d'azote dénitrifié à partir d'un modèle complexe (SWAT)
- 4- Comparer les deux modèles entre eux et avec des données de terrain et déterminer les forces et les faiblesses de chacun des outils

a. « Brainstorming » sur la dénitrification

Après avoir présenté les concepts et les objectifs du TD, des études scientifiques sur la dénitrification sont fournies aux étudiants qui doivent déterminer les facteurs d'influence et de contrôle du processus de dénitrification. L'objectif de cette étape étant de faire comprendre aux étudiants la complexité du processus et ses nombreuses variables d'influence. Les idées sont ensuite mises en commun et discutées sur « quoi mesurer », « pourquoi le mesurer » et « comment le mesurer ». L'impact de l'homme sur la fonction de dénitrification est également une question à se

poser (sous quelles formes ? Quelles influences ?). Un exemple d'exercice de brainstorming est présenté dans la table 33.

Table 33: Exemple de "brainstorming" sur les outils pour quantifier la fonction écologique de dénitrification (liste non exhaustive)

Quoi mesurer	Pourquoi mesurer	Comment mesurer	Échelle
Les flux de gaz (N ₂ , N ₂ O)	Obtenir le taux de dénitrification	Cloches fermées	Locale
Le pH du sol	Obtenir les zones où la dénitrification pourrait être optimisée (si pH>4)	pH mètre	Locale
L'oxygénation du sol	Obtenir les zones où la dénitrification pourrait être optimisée (condition anaérobie)	Capteur de mesures d'oxygènes / cartographies existantes	Locale/Régionale
La couverture végétale	Obtenir les zones où la dénitrification pourrait être optimisée (haie, bois...)	Occupation du sol, NDVI	Régionale
La matière organique du sol	Élément essentiel au processus de dénitrification	Dosage teneur en carbone / Cartographie stock de carbone	Locale/Régionale
Les nitrates du sol	Élément essentiel au processus de dénitrification	Mesure de la concentration en nitrates / base de données mondiale des nitrates	Locale/Régionale
Activités enzymatiques dénitrifiantes	Obtenir le taux de dénitrification maximal	Mesure en plaque multipuits par colorimétrie	Locale
La température du sol	Obtenir les zones où la dénitrification pourrait être optimisée (proxy des enzymes dénitrifiantes)	Mesures des températures par satellite	Régionale

Cette première phase permet de distinguer la complexité du processus, les nombreuses variables d'intervention et l'impossibilité d'effectuer des mesures de terrain à l'échelle d'un bassin versant. Il est donc primordial de passer par un ou des modèles, mais que ces derniers dépendent également des variables d'entrée.

b. Modèle A : La dénitrification de manière qualitative

Le modèle A permet de déterminer une carte potentielle de dénitrification. Développé sur Arcgis, le modèle A est un script élaboré dans le Model Builder d'Arcgis (ESRI, Redland, USA) qui superpose des données d'entrée issues de la télédétection afin de déterminer les zones à fort et à faible potentiel de dénitrification. Le modèle repose donc sur les paramètres d'entrée qui sont à déterminer « à dire d'expert ». Pour chacune des couches, un potentiel de dénitrification de 1 à 10 est attribué aux différentes classes permettant de calibrer et de manipuler le modèle. La figure 115 schématise la construction du modèle A à partir des outils mis à disposition sur Arcgis. Sept couches d'informations ont été sélectionnées en fonction de leur pertinence et de leur disponibilité : l'humidité du sol, le taux de matière organique, la cartographie du pH, l'occupation du sol, la pédologie, la topographie et la distance au cours d'eau.

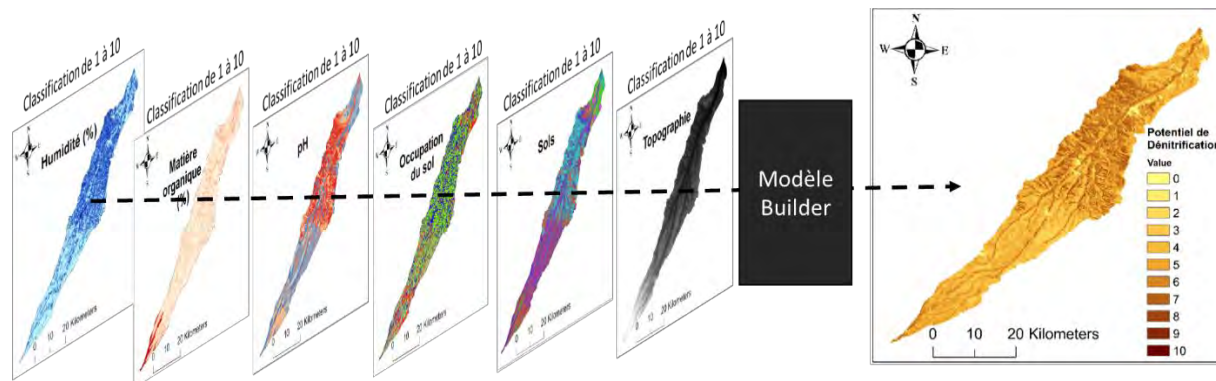


Figure 115: Schéma de construction du modèle A à partir de 6 variables impliquées dans le processus de dénitrification.

Le produit final est une cartographie du potentiel de dénitrification allant de 0 à 10, 0 étant des sols sans dénitrification (ex : zones urbaines) et 10 zones avec un fort potentiel de dénitrification. Ce modèle est fortement dépendant de la classification des couches d'entrée « à dire d'expert ».

c. Modèle B : La dénitrification de manière quantitative

Le second modèle utilisé est un modèle semi-empirique à base physique semi-distribuée déjà présenté : le modèle SWAT (Chapitre 2). L'objectif est de montrer les possibilités de sorties de modèles à partir de 4 couches d'entrée : la topographie, la pédologie, l'occupation des sols, et la météorologie. Ce modèle permet aux étudiants de prendre conscience de l'existence de modèle complexe pouvant aller jusqu'à l'intégration des réservoirs et des itinéraires techniques. Le taux de dénitrification en kgN.ha^{-1} étant une sortie du modèle (Figure 116).

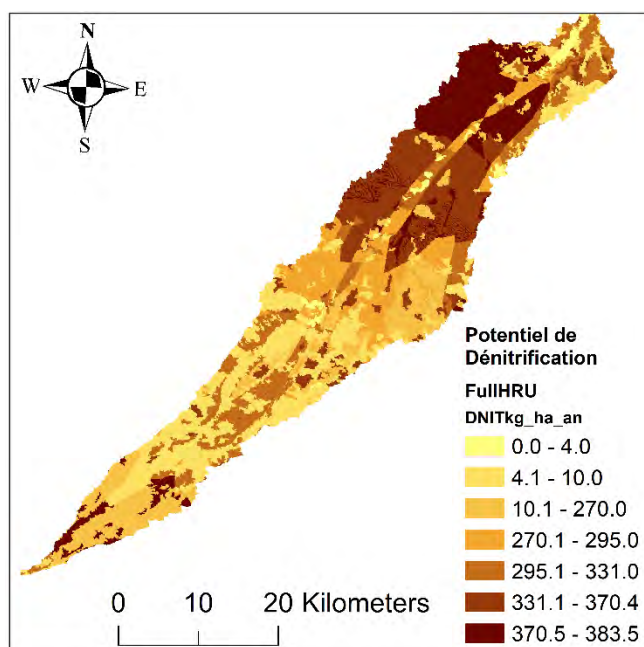


Figure 116: Cartographie du potentiel de dénitrification du bassin versant de la Save en $\text{kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ simulé en 2010,

d. Comparaison des deux modèles

Finalement, une dernière étape consiste à déterminer les avantages et les limites de chacun des modèles ; de comprendre l'intérêt de la modélisation dans l'ingénierie écologique qui permet d'effectuer une étude préliminaire afin de sélectionner des zones d'étude ou d'avoir une estimation du potentiel et/ou du taux de dénitrification du bassin versant pour une future application. Les modèles permettent également d'appliquer des scénarios de changements globaux (anthropiques ou climatiques) et d'en comprendre la réaction.

3. Conclusion

Ce TD mis en place dans le cadre de cette thèse a permis de faire découvrir la modélisation à des étudiants et l'intérêt de la modélisation dans les applications écologiques. La modélisation est un outil permettant de reproduire des phénomènes naturels, mais la modélisation ne désigne pas un seul outil. Il y a de nombreuses modélisations pouvant être statiques ou dynamiques, déterministes ou stochastiques, empiriques ou mécanistiques. La modélisation est un outil puissant permettant d'avoir une approche holistique du fonctionnement d'un système, mais aussi une approche quantitative et dynamique, mais il est important d'en comprendre ses tenants et ses aboutissants avant de l'utiliser et d'en interpréter les sorties.

2. Domaine Interdisciplinaire : Aguamod Land un jeu vidéo pour apprendre la gestion de la ressource en eau

1. Introduction

Dans le cadre du projet AGUAMOD - programme de coopération territoriale européenne Interreg SUDOE, un volet de vulgarisation scientifique des résultats de recherche a été mis en place. Cette thèse a permis de fournir l'expertise « à dire d'expert » lors de la construction du jeu vidéo (les règles à mettre en place) ainsi que la promotion du jeu vidéo auprès du public cible.

Au XXI^e siècle, l'utilisation excessive des ressources naturelles pour répondre aux besoins de notre société porte atteinte au fonctionnement des écosystèmes et contribue à la dégradation de ces ressources. Les milieux « naturels » sont constamment soumis aux pressions anthropiques. Les effets sont de plus en plus évidents, comme en témoignent les déséquilibres environnementaux qui en résultent : changement climatique dans différents territoires, élévation du niveau de la mer, hausse des températures, pollution des mers et des rivières, dégradation de la qualité de l'air que nous respirons, etc. Des événements qui, bien que de plus en plus notoires, ont eu des effets négatifs sur l'environnement depuis des années.

Le projet de vulgarisation a pour objectif de générer des connaissances et des outils pour contribuer à une meilleure gestion des ressources en eau du point de vue quantitatif et qualitatif dans un contexte de changements globaux. Un jeu vidéo, nommé Aguamod Land, a été développé

avec cet objectif. Ce jeu permet une sensibilisation aux problématiques de la gestion de l'eau sur le long terme en comprenant l'impact positif ou négatif de certaines actions humaines sur la ressource en eau. Tout cela dans une vision à long terme, dans le but de parvenir à un développement durable, afin que les générations futures puissent continuer à profiter des ressources naturelles dont nous disposons aujourd'hui. L'aide d'étude du jeu est le domaine SUDOE (Sud-Ouest européen).

Le jeu a été développé afin de faire comprendre le rôle de l'eau à tous les niveaux. L'objectif est d'assurer la qualité et la quantité d'eau, dans un objectif de développement durable, c'est-à-dire en veillant au bon état environnemental, au développement économique et au bien-être social de 2020 à 2050, Le jeu est disponible sur Windows et Mac et est destiné aux 12 -18 ans. Il peut être utilisé comme support à l'apprentissage de la gestion de la ressource en eau en Science de la Vie et de la Terre et/ou en Géographie aux cycles 3, 4 ou au lycée.

2. Contextualisation

Aujourd'hui les collégiens et les lycéens sont sensibilisés à la question de l'environnement, mais n'arrivent parfois pas à visualiser l'intégration de la société et du rôle de chacun sur cet environnement. En discutant avec des élèves et des professeurs, nous nous sommes rapidement rendu compte que le concept de « développement durable », inscrit au programme des collégiens et des lycées, était acquis par les élèves, mais ce concept a tellement été abordé dans les programmes que les élèves ont développé un rejet du sujet. Un autre constat effectué avant le développement de ce projet de vulgarisation est que le XXI^e siècle se nomme également l'ère du numérique. La jeunesse a grandi dans un environnement connecté, accompagné au quotidien par les nouvelles technologies. Il est paru alors évident de développer un projet de vulgarisation « connecté » et « ludique » sous la forme d'un jeu vidéo interactif pour l'éducation à l'environnement. Aguamod Land encourage la mise à jour des processus d'apprentissage, la promotion d'une utilisation équitable, respectable et raisonnable des nouvelles technologies dans le domaine éducatif (formel, non formel ou informel), la sensibilisation environnementale des adolescents (12-18 ans), pour enfin parvenir à une meilleure gestion des ressources en eau et le développement durable tant attendu et utopique.

Le jeu a été développé dans le cadre du projet de recherche européen, Aguamod, mené par le CNRS (Centre National de la Recherche Scientifique) auquel participent neuf centres de recherche et de nombreuses institutions publiques et privées d'Andorre, d'Espagne, de France et du Portugal. Cette proposition a été acceptée dans le cadre du programme de coopération territoriale de l'espace du Sud-Ouest de l'Europe (Interreg-Sudoe VB), qui est le cadre contextuel dans lequel elle s'inscrit et dont une partie du financement est obtenue en collaboration avec le Fonds européen de développement régional (FEDER).

De par sa dimension de projet international, le jeu a été développé en quatre langues l'espagnol, le portugais, l'anglais et le français.

3. Destinataires

Les principales cibles du jeu interactif Aguamod Land sont les adolescents de 12 à 18 ans. À cet âge, il est très fréquent que les enfants ignorent de nombreux aspects de leur environnement, les causes de la dégradation de l'environnement ainsi que les répercussions des activités humaines, ce qui peut même les amener à prendre des habitudes défavorables sans être conscient de leur impact écologique. Ceci est dû à l'influence que la société et les médias d'information et de communication génèrent sur chaque individu. Dans ce contexte, à travers cet outil de simulation, nous cherchons à promouvoir le changement collectif, en particulier à un jeune âge, afin de parvenir à une société plus respectueuse de l'environnement. En outre, le groupe cible est conçu comme le plus approprié pour promouvoir une telle réforme, car, dans cette phase de développement, il est plus réceptif à l'acquisition de nouvelles connaissances et de nouveaux apprentissages, à l'acceptation de nouveaux changements et habitudes, et sa pensée rationnelle et critique est favorable.

Une collaboration avec le service éducatif de l'Observatoire Midi-Pyrénées a permis de déterminer les programmes autour de la gestion de l'eau concernant le public cible. Les intitulés suivants des programmes scolaires 2019-2020 instaurés par l'Éducation Nationale sont considérés comme en adéquation parfaite avec les objectifs du jeu Aguamod Land et pourraient être intégrés dans le programme de certains enseignants :

- Cycle 3 – Sciences et technologie - Identifier des enjeux liés à l'environnement (exploitation raisonnée et utilisation de la ressource en eau)
- Cycle 4 – Géographie - thème 1 - La question démographique et l'inégal développement (sensibiliser les élèves aux problèmes posés par la tension concernant la ressource en eau, indispensable à la vie)
- Cycle 4 – Géographie - thème 2 - Des ressources limitées, à gérer et à renouveler
- Cycle 4 – Science et Vie de la Terre - La planète Terre, l'environnement et l'action humaine
- Seconde générale et technologique – Géographie - Environnement, développement, mobilité : les défis d'un monde en transition » - Thème 1: Sociétés et environnements: des équilibres fragiles
- Seconde générale et technologique – Science de la Vie et de la Terre - Les enjeux contemporains de la planète – Agrosystèmes et développement durable
- Première générale – Science de la Vie et de la Terre – Écosystèmes et services environnementaux - L'humanité et les écosystèmes : les services écosystémiques et leur gestion

Cette liste est non-exhaustive et a été déterminée pour aider les enseignants à la construction de leur programme à partir des informations présentes sur le site www.eduscol.education.fr.

4. Objectifs

L'objectif poursuivi par cette proposition éducative est de développer une société durable, centrée sur le souci de la gestion de l'eau, et englobant d'autres éléments environnementaux, sociaux et économiques influents. En **général**, les objectifs que l'on cherche à atteindre avec son exécution sont :

- Comprendre l'importance de la gestion des ressources en eau en analysant la demande sociale et les périodes de sécheresse sur le territoire de SUDOE, afin d'atteindre un équilibre entre exploitation et conservation des écosystèmes aquatiques.
- Promouvoir l'éducation environnementale par le biais de ressources multimédias pour sensibiliser les élèves aux impacts positifs et négatifs de leurs actions sur la planète.

Chacune d'entre elles contient des objectifs plus **spécifiques** :

- Comprendre l'importance de la gestion des ressources en eau, en analysant la demande de la société et les périodes de sécheresse dans la SUDOE, pour atteindre un équilibre entre exploitation et conservation des écosystèmes aquatiques.
 - Comprendre l'importance et la dynamique des ressources en eau.
 - Concilier les demandes en eau de la société avec les exigences écologiques du paysage.
 - Connaître le régime des débits, la qualité de l'eau et la diversité biologique des écosystèmes.
 - Développer des propositions pour l'amélioration de la gestion de l'eau.
 - Détecter les éléments clés pour parvenir à un développement durable et minimiser l'empreinte de la pollution.
- Promouvoir l'éducation environnementale par le biais de ressources multimédias pour sensibiliser les élèves aux impacts positifs et négatifs de leurs actions sur la planète.
 - Connaître les impacts environnementaux, économiques et sociaux des activités humaines.
 - Être un moteur de changement pour le développement d'habitudes quotidiennes saines et respectueuses de l'environnement.

5. Communication

Le jeu a été diffusé auprès de tous les partenaires du projet Aguamod. En voyant le potentiel de ce jeu, j'ai voulu le promouvoir auprès des enseignants secondaires du système français, qui enseigne au public cible. Ce jeu éducatif est une méthode originale et ludique pour enseigner le concept de développement durable et de gestion de la ressource en eau auprès des plus jeunes. Ma collaboration avec le Service éducatif de l'OMP a permis la diffusion du jeu vidéo sur son site (<https://edu.obs-mip.fr>) ainsi que la promotion du jeu vidéo dans la lettre des référents en culture

scientifique parue en juin 2019. Ma participation à la 5^e édition du séminaire académique d'éducation au développement durable « Pensez l'avenir », qui a eu lieu à l'ESPE à Croix de Pierre le 12 juin 2019, a permis de faire connaître le jeu vidéo aux enseignants de la région.

J'ai pu mettre à disposition gratuitement sur le site du Service éducatif de l'OMP le jeu, un guide explicatif, un poster de présentation et un diaporama de support à la création des cours pour les enseignants sur le site :

<https://edu.obs-mip.fr/aguamod-land-un-jeu-video-pour-apprendre-a-gerer-la-ressource-en-eau>

ou <http://www.aguamod-sudoe.eu/videojuego/>.

6. Conclusion

J'ai trouvé ce jeu très intéressant et j'ai donc voulu m'impliquer dans la diffusion de ce jeu auprès des jeunes, le public cible. En analysant les programmes scolaires avec une professeure de l'enseignement supérieur, nous avons pu cibler les programmes éducatifs des enseignants où le jeu peut être appliqué. J'ai également créé des supports pour faciliter la mise en place des enseignements. Cette expérience m'a permis de communiquer sur mon sujet de thèse en vulgarisant les concepts afin d'atteindre un jeune public. De plus, discuter avec les enseignants m'a également permis de vulgariser mes travaux de thèse auprès d'un public différent.

Finalement, la mise en place de ce jeu et sa promotion a été un exercice de vulgarisation scientifique autour du développement durable qui fait interagir le domaine de l'environnement, de l'économie et du social permettant une sensibilisation ludique, auprès des jeunes, des conséquences des changements globaux interagissant à tous les niveaux et notamment au sein même de notre société.

3. Conclusion Volet Enseignement

La vulgarisation et l'enseignement m'ont été bénéfiques sur de nombreux points. Tout d'abord, j'ai réellement apprécié ce travail de transfert et de diffusion des savoirs. Puis, ces exercices de vulgarisation et de transfert des connaissances ont facilité la compréhension et la simplification des concepts complexes de ma thèse. Discuter du sujet de thèse et des résultats obtenus devient alors facile et compréhensible pour l'auditeur. La création du module d'enseignement (Section C.1) a été les prémisses à l'étude mise en place au chapitre 4A. Ces expériences d'enseignement et de vulgarisation ont été très enrichissantes et ont permis d'améliorer considérablement mes travaux de thèse que ce soit sur le fond ou sur la forme écrite et orale.

Chapitre 7 : Discussion générale

A. Analyse des méthodes d'évaluation des fonctions de régulation des nitrates aux échelles spatio-temporelles de la prise de décision

1. La modélisation spatiale face au problème posé

Jusqu'ici, les processus liés aux nitrates dans les versants étaient modélisés à fine échelle, à l'échelle parcellaire essentiellement (Beaudoin et al., 2020; Jégo et al., 2008; Strullu et al., 2020). Certaines études ont étudié les services de régulation des nitrates dans les cours d'eau (von Schiller et al., 2017) ainsi que l'influence des paysages sur ce service (Albert et al., 2016; Colombo et al., 2015; Englund et al., 2017; Mouchet et al., 2017), mais uniquement à petite échelle allant de la parcelle à quelques dizaines d'hectares. En effet, ces processus sont difficiles à saisir et existent depuis les années 2000 seulement avec le programme européen STREAMES (Sánchez-Pérez et al., 2009). De nombreuses interactions chimiques (Alexander et al., 2009; Bleam, 2017; Flipo et al., 2004), biologiques (Liu et al., 2017; Yao et al., 2017a), physiques (Ensign and Doyle, 2006; Sauvage et al., 2018; Schmitt et al., 2000) mises en évidence dans des recherches antérieures agissent aux différents niveaux de la zone critique. Les différents facteurs d'influence des fonctions biogéochimiques évoluent en fonction des conditions environnementales et anthropiques (Lomnický et al., 2019; Sabater et al., 2018). L'évolution des paysages a notamment une influence sur ces interactions. Dans cette thèse, j'ai proposé une méthodologie basée sur l'avis des experts (Chapitre 5). L'avis des experts est indispensable afin de fournir un résumé de l'état de l'art des fonctions écologiques de régulation des nitrates et des potentiels facteurs d'influence (matière organique, température, occupations du sol, distance à la rivière, pente, pH). Cette expertise a permis de formaliser les données qualitatives telles que les occupations du sol. À partir de la connaissance actuelle du cycle de l'azote et de l'activation/inhibition de ces processus, les experts ont donné leurs connaissances de l'évolution d'une variable dans différents contextes et habitats. La superposition de l'ensemble des connaissances sur les variables environnementales connues pour influencer les fonctions de régulation des nitrates a permis d'obtenir les résultats du chapitre 5 : l'estimation des potentiels NNB terrestres. Cette étude possède de nombreuses limites étant donné que d'une part, elle se fonde sur la connaissance d'un groupe de chercheurs qui évolue constamment et d'autre part, elle est limitée par l'imprécision des données d'entrée du modèle. L'agrégation à fines échelles des résultats de cette thèse est impossible, mais il est plus qu'envisageable d'appliquer cette méthodologie avec des images de haute définition (de 0.5 à 1m) permettant, par exemple, de distinguer haies et bandes enherbées ou autres unités du territoire pouvant influencer les fonctions écologiques de régulation des nitrates.

La limite spatiale est un problème récurrent des outils de modélisation dans l'évaluation environnementale. Comme vu en introduction, les modèles agro hydrologiques sont multiples et possèdent chacun leurs forces et leurs faiblesses. Ainsi, les modèles distribués et mécanistiques (Bormann, 2006; Braunschweig et al., 2004; Lepistö et al., 2001; Voirin-Morel, 2003) auront un

nombre élevé de paramètres limitant leurs champs d'application au vu de la puissance de calcul nécessaire. Ces modèles pourront être utilisés sur de petits bassins élémentaires. Les modèles semi-distribués, comme SWAT, ont également un nombre de paramètres important, mais pourront être appliqués à plus grande échelle sous réserve de disposer de données suffisantes à leur application. En général, les sorties de modèle sont comparées avec celles observées à l'exutoire du bassin versant (Boithias et al., 2014b; Ferrant et al., 2011), mais il est possible également de calibrer à l'échelle de l'unité de réponse hydrologique (HRU, Chapitre 2). Cette échelle (HRU) est difficilement évaluable et la validation en est complexe. En effet, cette échelle virtuelle n'est pas observable dans l'espace étant donné qu'elle peut correspondre à plusieurs zones d'un sous bassin simultanément. Les relevés de terrain ne correspondent pas et la valeur obtenue n'est pas comparable à cette échelle. De plus, cette échelle ne correspond à aucune échelle de décision rendant difficile la communication avec les gestionnaires du territoire. Le modèle SWAT est particulièrement difficile à prendre en main et à mettre en place en raison de la complexité des processus simulés par le modèle. SWAT est généralement utilisé en laboratoire de recherche pour comprendre les flux de contaminant et d'eau au sein des différents compartiments d'un bassin versant. Les deux approches de modélisation menées durant cette thèse apparaissent complémentaires pour évaluer les fonctions écologiques de régulation des nitrates dans leur ensemble à l'échelle du bassin versant. Ces résultats permettent notamment d'évaluer ces NEF à différentes échelles notamment administratives permettant une application en matière d'aide à la décision, mais aussi d'évaluer séparément les NEF dans les cours d'eau et les NEF dans les versants et ainsi comparer leurs efficacités et leur complémentarité.

Le chapitre 5 a montré que les NEF des cours d'eau et des versants sont indirectement liés. Des relations de type courbe à plateau ont été distinguées entre NP et NR des versants et des cours d'eau (Figure 82 – Chapitre 5B). Il y a même des corrélations spatiales entre NEF aquatiques et terrestres (Figure 85 – Chapitre 5B). En effet, l'efficacité des processus d'élimination et de rétention dans les sols va avoir un impact sur l'expression des processus dans le cours d'eau. Si les versants subissent des intrants azotés importants, le lessivage sera important entraînant une augmentation des nitrates dans les cours d'eau (et simulé sous la forme d'une production). Au contraire, si l'élimination dans les sols est importante, les nitrates peuvent être alors limitants dans les cours d'eau, il n'y aura pas de processus d'élimination, mais les cours d'eau ne seront pas pollués. Plusieurs cas de figure peuvent se présenter. Considérer les corrélations entre versants et cours d'eau est pertinent et devrait être systématique lorsque l'on reproduit le cycle de l'azote au sein des cours d'eau. Le chapitre 5 étudie l'efficacité des fonctions écologiques de régulation des nitrates dans les cours d'eau altérés et non altérés. L'altération des cours d'eau est corrélée avec une diminution des fonctions d'élimination des nitrates dans les cours d'eau (Figure 83 – Chapitre 5B et Figure 99 – Chapitre 5C). Cette corrélation s'explique par les gestions de la ressource en eau par l'homme à travers l'irrigation des cultures, le prélèvement de l'eau pour l'industrie et les villes, la

mise en place des barrages qui vont impacter les flux hydrologiques, modifier la naturalité de la ripisylve, et altérer le fonctionnement hydrologique des cours d'eau si le débit minimum requis pour maintenir le bon état écologique des cours d'eau n'est pas respecté. Certaines études ont étudié l'impact de l'altération hydrologique et les conséquences négatives du non-respect du débit écologique à la fois sur les écosystèmes (Belmar et al., 2019, 2013; Tonkin et al., 2018), mais également sur notre société. Face aux changements climatiques et la croissance démographique, la question de la gestion de la ressource en eau devient primordiale. Pastor et al. (2019) montrent que pour répondre à la demande en alimentation de la population mondiale il sera impossible de maintenir les débits écologiques dans les cours d'eau du monde entier d'ici 2050. De plus, les inégalités des pays face au changement climatique risquent d'accroître les tensions géopolitiques autour de la gestion de la ressource en eau (Clarke-Sather et al., 2017; Farbotko et al., 2016). Des études s'attendent à des exodes de population pour fuir les régions les plus touchées par les changements climatiques notamment sur la problématique de l'eau via l'augmentation du niveau des océans et l'alimentation en eau douce (Collings, 2014; Gemenne et al., 2014; Shevellar and Westoby, 2018). L'évaluation de l'effet de l'anthropisation menée au chapitre 5 permet notamment d'avoir un aperçu de l'impact de l'homme sur la délivrance des services et des fonctions écologiques ayant une influence sur la disponibilité de la ressource en eau. Cet impact s'avère non négligeable à l'échelle du bassin et semble primordial dans le contexte actuel. Cette évaluation a notamment été permis par la comparaison entre l'état *Natural* et l'état *Actual* du bassin versant de la Garonne (Chapitre 5A et 5B) qui montre de réelles différences dans l'estimation des NEF potentielles et notamment dans la dégradation des processus avec perte des fonctions d'élimination.

Les résultats de cette thèse ont été obtenus à partir d'études effectuées à différentes échelles spatiales, ces échelles pouvant être considérées comme différentes échelles de gestion. Le chapitre 3 s'est focalisé sur l'échelle de la masse d'eau, échelle d'application des plans de gestion tandis que le chapitre 4 s'est focalisé à l'échelle des systèmes d'exploitation ou sous-systèmes qui correspond à l'échelle principale de prise de décision. Dans l'objectif de comprendre les processus prenant place dans les sols et dans les cours d'eau, considérer a minima l'échelle de la masse d'eau semble primordiale au vu des résultats de cette thèse. En effet, la variabilité spatiale et temporelle des NEF des cours d'eau et des versants est très importante. De plus, des études ont montré qu'entre deux points espacés de quelques centaines de mètres, le fonctionnement des cours d'eau peut être radicalement différent (Teissier et al., 2008; Yao et al., 2017a). Il est alors primordial d'utiliser l'échelle la plus fine possible pour estimer les processus. Cependant, cette échelle est utile pour le chercheur et pour la compréhension des processus, mais n'intéresse pas vraiment les gestionnaires des territoires. Comme nous l'avons mentionné au cours de cette thèse, la prise de décision se fait majoritairement à l'échelle des bassins hydrographiques ou des sous-systèmes mais c'est à l'échelle des masses d'eau que la qualité de l'eau est caractérisée pour répondre aux objectifs de la DCE. De plus, la recherche pluri- et interdisciplinaire compare et échange des données d'une discipline à

l'autre comme ce qui a été présenté au chapitre 6. Cependant, les différentes disciplines ne travaillent pas aux mêmes échelles, les indicateurs de gouvernances sont estimés à l'échelle des bassins hydrographiques, tandis que les indicateurs économiques à l'échelle des sous-systèmes. Les processus estimés à l'échelle des masses d'eau ne peuvent pas être comparés aux indicateurs des autres disciplines à cette échelle. Il est alors nécessaire de réfléchir en amont des objectifs de l'étude et de la pertinence de l'échelle choisie. Les résultats du chapitre 4B sur la comparaison des simulations à l'échelle des masses d'eau et à celle des sous-systèmes montrent que ces simulations ne sont pas significativement différentes. Ces résultats laissent à penser que les processus mathématiques décrits dans le modèle SWAT sont en adéquation avec les observations. Il est donc possible de travailler de manière cohérente à l'échelle des sous-systèmes. Cependant, pour analyser les processus en détails, il est important d'augmenter la précision en allant à l'échelle de la masse d'eau.

2. Un point épineux : la disponibilité des données

La disponibilité des données indispensable à la mise en place et à la validité des modèles rendent difficile l'évaluation de ces fonctions écologiques de régulation des nitrates (NEF) dans les réseaux hydrographiques et les versants. Tout d'abord, la variabilité temporelle des NEF des versants n'a pas pu être analysée, principalement due au manque de données disponibles. En effet, étudier la variabilité temporelle nécessite des données variables à un pas de temps journalier, mensuel ou saisonnier. Les fonctions d'élimination et de production de nitrates varient dans le temps au sein d'un cours d'eau (Álvarez-Cabria et al., 2016; Cakir et al., 2020 - Chapitre 3A; Romero et al., 2013) et quelques expériences dans les versants tendent à penser que cette variabilité est également présente dans les sols (Kl et al., 1991; Lal and Stewart, 2018; Regan et al., 2017; Yu et al., 2018). En effet, en hiver, les sols européens parfois gelés ne sont soumis à aucun processus alors que ces processus sont actifs durant le printemps et l'été. La méthodologie développée au chapitre 5 (Figure 74, Chapitre 5A) nécessite des données d'entrée telles que l'occupation du sol, un modèle numérique de terrain, les cartes de température, de pH et de consistance des sols en matière organique. Ces données ne sont pas disponibles à des échelles de temps court. Le modèle numérique de terrain ou l'occupation du sol sont parfois disponibles au pas de temps annuel voire à un pas de temps plus restreint (mensuel, saisonnier). En effet, ces données, produits issus de la télédétection, sont plus faciles à extraire qu'une carte de sols mis en place majoritairement à partir de prélèvement des profils comme c'est le cas pour la base de données du Référentiel Régional Pédologique (Giuressse et al., 2019). Ces données issues d'images satellites nécessitent beaucoup de traitements de la donnée brute pour arriver au produit final. Ces traitements sont assez lourds et longs et ne sont donc jamais effectués à large échelle sur un pas de temps court. Par exemple, le CESBIO produit chaque année une carte d'occupation des sols, OSO (<http://osr-cesbio.ups-tlse.fr/~oso/>), correspondant « seulement » à une période de temps représentative de l'année (en général le printemps). Une fois traitées, certaines données sont mises en libre accès permettant une

« obtention facile » de la donnée pour l'utilisateur. Il serait envisageable d'analyser la variabilité annuelle des NEF potentielles, mais au vu des résultats des NEF des cours d'eau (Chapitre 3A) c'est la variabilité saisonnière qui apporte énormément d'information et non la variabilité annuelle en considérant une période courte (20 ans). À l'échelle annuelle, il serait intéressant d'étudier l'impact des changements globaux sur ces NEF et en particulier leur évolution caractérisée par une perte ou un gain de fonction sur les 50, 100, 1000 prochaines années. À partir des résultats de cette thèse, nous avons pu travailler sur l'évolution de ces NEF entre 2000 et 2100 en appliquant 4 scénarios climatiques à l'échelle du SUDOE (Raimonet et al., 2018b). Les premiers résultats semblent montrer une perte des fonctions d'élimination en nitrates (Raimonet et al., 2018b) corrélées à la réduction de la ressource en eau (Estrela et al., 2012). Par ailleurs, cette thèse ne s'est pas penchée sur les cycles jour/nuit des processus des nitrates qui sont très variables, dus à l'assimilation par les plantes et l'activité des phytoplanctons qui sont montrés dans certaines études (Billen et al., 1994; Frischkorn et al., 2018; Ruelland et al., 2007).

Plus la zone d'étude est large, moins la résolution des données est précise, plus le modèle est contraint par la résolution spatiale, il est alors compliqué de valider les sorties du modèle des NEF potentielle (chapitre 5) lorsque celui-ci n'a pas une résolution fine. La résolution spatiale a été déterminée d'une part par rapport aux limites de calculs du modèle – impossibilité de simuler le territoire du Sud-Ouest européen à l'échelle des masses d'eau au sein d'un même projet SWAT (Chapitre 4A) – et par rapport au découpage administratif. En effet, la résolution spatiale du modèle a été définie à une échelle utilisable par les gestionnaires de l'eau (celles des systèmes d'exploitation) ainsi qu'à une échelle permettant de comparer les indicateurs de gouvernance et économique avec ceux environnementaux déterminés dans cette thèse (Chapitre 5C, Chapitre 6A). De plus, le modèle développé utilise des produits issus de la télédétection dont les résolutions, différentes en fonction des bases de données, peuvent être grossières. En considérant ces données d'entrée, le modèle ne peut pas être appliqué à l'échelle parcellaire, échelle trop fine (Macary et al., 2013). Strayer et al. (2003) ont démontré qu'il était plus compliqué de prédire la réponse écologique d'un écosystème de très petits bassins versants (1 à 10km²) qu'à une plus grande échelle. La disposition spatiale des paysages à l'échelle parcellaire est très importante quand on considère les variables à cette petite échelle.

La disponibilité des données est également primordiale pour les modèles agrohydrologiques à base physique, comme le modèle SWAT (Chapitre 4A). Les données doivent être encore plus nombreuses si le domaine d'étude est étendu (Chapitre 4A). En effet, l'absence de données rend difficile un calage rigoureux permettant d'obtenir des sorties pertinentes du modèle. Dans le cadre de cette thèse, les modélisations des flux de nitrates pourraient être améliorées par un suivi continu des concentrations de nitrates permettant d'améliorer l'estimation des fonctions écologiques dans les cours d'eau. Des suivis continus orchestrés par les Agences de l'Eau

européenne permettraient d'obtenir des résultats pertinents. En effet, les Agences de l'Eau effectuent l'ensemble des suivies liés à la quantité et la qualité de l'eau permettant à des organismes de recherches de comprendre les processus aquatiques voir de développer des outils d'aide à la décision. C'est ce que nous avons tenté d'effectuer dans cette thèse en trouvant des relations entre indicateurs IBG-MPCE et les fonctions écologiques de régulation des nitrates. Il est également nécessaire d'effectuer des campagnes de terrains plus ponctuels pour quantifier les processus de dénitrification, d'assimilation par les plantes, de rétention dans les sols ou les sédiments permettant une régulation des nitrates. Ces campagnes devront être optimisées pour combler les manques relevés au cours de cette thèse comme par exemple considérer les fonctions écologiques dans des cours d'eau ayant un débit supérieur à $1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Chapitre 3B). Si l'on considère le Sud-Ouest européen comme site d'étude, le scénario idéal serait de quantifier ces processus au sein de différents paysages comme un paysage forestier de plaine, un paysage forestier des montagnes, un paysage prairie, des paysages agricoles (maraichage, fourragères, grandes cultures), des paysages urbains (parc et villes) le long du gradient pédoclimatique du territoire. Il serait intéressant d'évaluer les NEF au sein de ces paysages pour un climat méditerranéen, un climat océanique et un climat pyrénéen. Ces relevés permettront d'affiner et de valider nos modèles.

B. Concepts théoriques de l'évolution des fonctions écologiques des sols et des cours d'eau

1. Optimisation de l'évaluation

À partir des modèles utilisés dans cette thèse, il est tout à fait envisageable de tester différents scénarios de changement du climat ou d'occupation des sols afin de comprendre l'évolution des NEF terrestres et aquatiques face à ces changements. La détermination de ces variations permettra d'établir des diagrammes d'évolution des NEF pour chaque paysage en fonction d'un degré de pression anthropique défini. La pression anthropique pourra être estimée à partir d'indicateurs tels que le degré d'artificialisation des cours d'eau (nombre de barrages, quantité de digues) ou, la production agricole. Il sera ainsi possible à partir d'outils d'optimisation de trouver le meilleur compromis entre l'expression maximale des fonctions écologiques tout en répondant aux besoins de la société comme le schématise la figure 117. Cette proposition, permettant de déterminer le scénario optimal en intégrant les notions de compromis et de synergies, est au cœur des questions de gestion de la ressource en eau (Strauch et al., 2013) et du maintien des services écosystémiques (Jacobs et al., 2015; Seppelt et al., 2013; Volk, 2013).

La figure centrale du schéma 117 a été créée partir des résultats du chapitre 5C à l'échelle des systèmes d'exploitation du territoire SUDOE. Une comparaison entre le bilan net en nitrates (NNB) des sols, le pourcentage d'agriculture entre chaque système d'exploitation et l'Indice d'Altération Hydrologique (IHA) permet d'obtenir une conceptualisation en 3 dimensions de l'évolution des NNB. Le pourcentage d'agriculture et l'IHA ont été choisis au vu des résultats du

chapitre précédent montrant d'une part que les occupations du sol influencées les NNB et d'autre part l'IHA était corrélé au NNB. Ces deux variables sont représentatives de l'activités anthropiques mais ils seraient tout à fait envisageables de développer un nouvel indicateur regroupant différentes catégories de pressions anthropique (agricoles, urbaines, industrielles...). Par exemple, l'EBI – Ecosystem Service Bundle Index – développé par (Van der Biest et al., 2014) peut être envisager comme un nouvel indicateur. En effet, cet indicateur intègre à la fois les processus biophysiques, des indicateurs socio-économiques ainsi que des politiques de gouvernance.

La figure 117 distingue les cours d'eau altérés ($IHA < 0,9$) de ceux non altérés ($IHA > 0,9$). Les systèmes d'exploitation possédant un pourcentage élevé de surface agricole ont également un IHA plus faible. Une ellipsoïde se distingue pouvant être subdivisée en deux ellipsoïdes : (1) celle de la production en nitrates (rose), et (2) celle de l'élimination en nitrates (bleu). Certains bassins fortement anthropisés comme le bassin versant de Júcar ou de celui de Guadalquivir sont situés à l'extrémité de l'ellipsoïde de production des nitrates tandis que d'autre bassins versants moins anthropisés possédant de nombreuses zones humides et forestières, tel que le bassin de l'Adour ou ceux du Cantabrico, vont composer l'ellipsoïde bleu de l'élimination des nitrates. Finalement, on peut schématiser ces tendances par des ellipsoïdes en 2D (situés au-dessus et au-dessous du schéma central de la figure 117). Plus la pression anthropique est importante plus la production en nitrates est forte, inversement, moins la pression anthropique est importante, plus l'élimination des nitrates naturelle est forte. Il est important de rappeler que les NNB négatifs représentent l'élimination des nitrates. Par conséquent, plus les NNB sont négatifs, plus l'expression NR est forte.

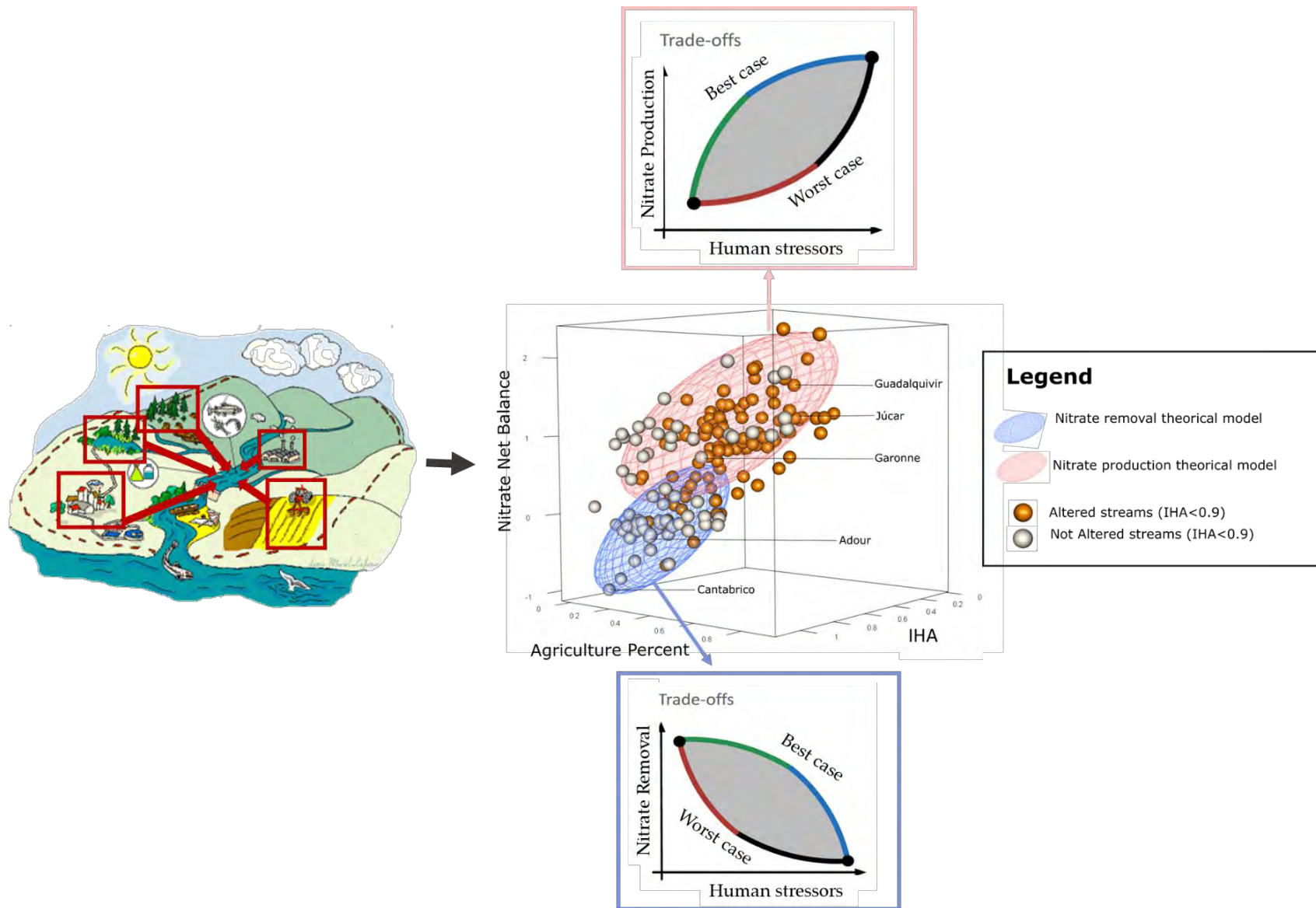


Figure 117: Optimisation des fonctions écologiques de production et d'élimination des nitrates des sols et des pressions anthropiques (Pourcentage d'agriculture et Indice d'Altération hydrologique, IHA) au sein des différents paysages du bassin versant dans l'objectif de trouver un scénario de « juste milieu » conceptualisé à partir des résultats du chapitre 5C. Le bilan net en nitrates forme une ellipsoïde qui peut être divisé en deux ellipsoïdes : une pour la production en nitrates (rose) et une pour l'élimination en nitrates (bleu). Le « best case » représente le scénario le plus favorable à la fonction écologique et au développement des activités humaines tandis que « worst case » représente le scénario où la fonction écologique s'exprime le moins et où l'impact anthropique est le plus grand.

2. Continuité écologique entre les fonctions des versants et des cours d'eau

Ces analyses ont permis de confirmer ou d'invalider les hypothèses de départ et les théories élaborées dans d'autres études concernant l'influence de l'hydromorphologie (Sauvage et al., 2018), de l'occupation des sols et leur niveau de naturalité (Lu et al., 2018; Pacheco and Sanches Fernandes, 2016), des conditions physico-chimiques des sols et des cours d'eau (Hall et al., 2009; Zarnetske et al., 2011) sur les NEF terrestres et aquatiques. Dans les études d'évaluation des services écosystémiques, le postulat classique soutient que le service écosystémique est diminué lorsqu'un habitat est dégradé, c'est-à-dire soumis à des pressions urbaines, agricoles, industrielles ou autres comme des pressions climatiques aussi. La recherche d'indicateurs structurels et fonctionnels de cette dégradation est obligatoire d'après la DCE (EU Water Framework Directive, 2000). Dans la régulation des nitrates, par exemple, le processus de dénitrification ne peut avoir lieu sans la présence de carbone dans le sol. Le carbone organique dissous, facilement dégradable par les bactéries, joue un rôle important dans la dénitrification (Zarnetske et al., 2011). Fabre et al. (2019) suggère que le rapport carbone organique dissous sur carbone organique total pourrait nous renseigner sur l'efficacité de la dénitrification dans les bassins versants. Dans les bassins versants agricoles avec de fortes teneurs en nitrates comme celui de la Garonne, le carbone organique devient le facteur limitant de la dénitrification et donc exerce un contrôle sur l'expression de la fonction de dénitrification (Fabre et al., 2020).

Les nitrates sont naturellement présents dans les sols, mais certaines études ont montré que le pouvoir dénitrifiant des bactéries *in situ* ne s'exprimait pas au maximum de leur potentiel dans ce compartiment, car les nitrates sont limitant dans les sols (Fabre, 2019; Guilhen et al., 2020; Holmes et al., 1996). Or, les apports d'engrais agricoles et les rejets urbains vont apporter des nitrates dans les milieux les rendant vulnérables si en excès, mais a contrario, cet apport de nitrates va permettre une expression maximale de la dénitrification si toutes les conditions sont réunies dans les milieux naturels. Une question intéressante est de comprendre si un écosystème dégradé ou en mauvaise état (d'après la définition des Directives européennes) a la possibilité d'éliminer les nitrates déjà présents en excès et ceux entrant. L'hypothèse actuelle sur l'expression des services naturels et des fonctions écologiques qui les soutiennent se base tous sur une délivrance optimale des services en présence d'une richesse maximale de la biodiversité fonctionnelle dans les milieux sources (Cardinale et al., 2012; Levin and Mehring, 2015; Woodward et al., 2012). Cette relation diversité-fonction aujourd'hui reconnue sous-entend une réduction des potentialités de délivrance des services et fonctions écologiques lorsque la biodiversité diminue dans les écosystèmes dégradés. Cette relation a rarement été démontré en milieu naturel pour les NEF du fait du faible nombre de mesures disponibles jusque-là. L'intervention de facteurs « confondants » comme la quantité de nitrates et de carbone organique dissous renforcent la difficulté d'effectuer cette démonstration. En se basant sur ce concept d'écologie fonctionnelle théorique, cette thèse pose

l'hypothèse qu'il existe une corrélation entre mauvais état et absence ou faible élimination en nitrates. Les résultats du chapitre 5B montrent une courbe à plateau entre la production et l'élimination en nitrates (Figure 84) et tendent à renforcer l'hypothèse que la relation entre concentration en nitrates et élimination en nitrates n'est pas linéaire, mais variables en fonction de la concentration en nitrates du milieu, mais aussi en fonction notamment du type de sols et de leur connectivité aux eaux de surface. En effet, à partir d'une concentration trop élevée en nitrates, il y a rupture du cycle de l'azote classique et la fonction d'élimination est alors dégradée, i.e. la fonction d'élimination est moins importante et devient invariable à partir d'une certaine concentration. La figure 118 illustre cette théorie. De même, dans les milieux naturellement efficaces (i.e. les zones humides mais déconnectés du réseau hydrographique, la complémentarité entre fonctions des sols et des eaux de surface s'exprime beaucoup moins (absence de flux). De ce fait, la continuité entre unités fonctionnelles du paysage est essentielle et permet que les fonctions écologiques soient plus ou moins actives (Sauvage et al., 2018). Par exemple, les zones humides riveraines sont d'autant plus régulatrices qu'elles se trouvent à l'interface entre une zone agricole qui apporte des nitrates et un cours d'eau de surface (Hefting et al., 2013; Montreuil et al., 2010).

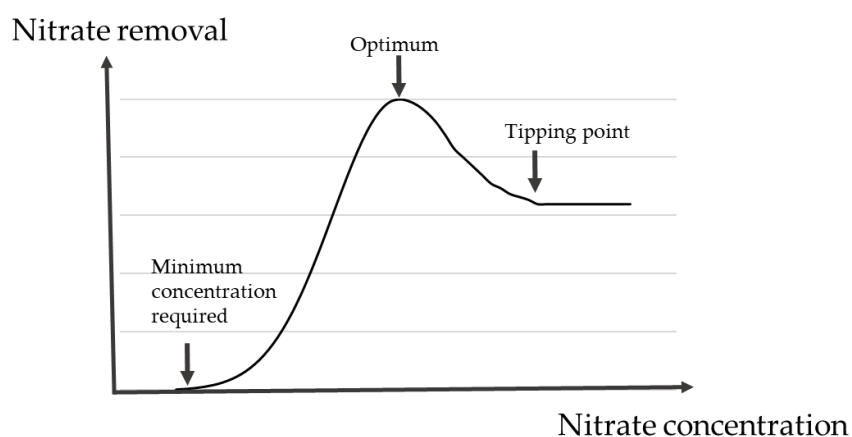


Figure 118: Schéma théorique de l'évolution de la fonction d'élimination des nitrates (Nitrate removal) en fonction de la concentration en nitrates du milieu lorsque les nitrates sont le seul facteur limitant. Si la concentration en nitrates est trop faible, il n'y a pas de processus d'élimination, à une certaine concentration en nitrates, la fonction est optimale. Finalement, pour une concentration trop élevée, il y a dégradation des fonctions de régulation.

Selon cette théorie, un habitat peut être vulnérable aux pressions, mais arriver à réguler cette pression par lui-même jusqu'à un point où la pression est telle que le milieu se dégrade, il y a alors perte de fonction. Cette hypothèse a été avancée en considérant l'effondrement des écosystèmes par Dai et al. (2012) et a également été émise pour discuter de l'eutrophisation de certains milieux (Glibert et al., 2014). Nous avons discuté de la concentration des nitrates, mais ce n'est pas la seule variable exerçant une pression sur les écosystèmes. L'aménagement et la présence de barrages, entre autres, exercent également une pression sur les habitats. En effet, les gestionnaires des barrages sont les maîtres d'œuvre des lâchers d'eau qui régulent le niveau d'eau. Ces fluctuations hydrologiques artificielles peuvent entraîner une baisse importante du niveau d'eau et une déconnexion des annexes en aval ayant des répercussions sur les activités biologiques avec la disparition de certains milieux comme les zones humides (Cemagref, 2004). À l'inverse,

l'implémentation d'un barrage va créer un plan d'eau en amont qui sera conquis rapidement par une biodiversité adéquate à cet environnement comme par exemple la formation de nurseries pour les juvéniles de poissons. Les aménagements des cours d'eau comme la mise en place de digue (comme à Toulouse) ou même le détournement d'un fleuve (comme à Valence en Espagne) vont avoir une influence sur le régime hydrologique et les processus associés. En effet, la suppression de méandre entraîne la suppression des zones humides, lieux propices à l'élimination des nitrates (Bidois, 1999; Montreuil, 2008).

3. Les facteurs d'influence des fonctions écologiques

Il a été démontré que les NEF sont dépendantes des caractéristiques du paysage, du climat et du niveau d'anthropisation. Sánchez-Pérez et al. (2003) a suggéré que la dénitrification dans les zones humides est dépendante de la densité bactérienne, de la concentration en carbone organique et des intrants en nitrates. La review de Saggar et al. (2013) a discuté de ces facteurs environnementaux influençant la dénitrification dans les sols (Figure 15, Chapitre 1). Ces facteurs ont une influence sur les processus du cycle de l'azote et aura donc par déduction également une influence sur l'ensemble des NEF dont la production en nitrate. La question est de savoir si ces mêmes facteurs environnementaux influent à la fois les processus dans les sols et dans l'eau et les processus de production et d'élimination des nitrates. En effet, une production et une élimination en nitrates peuvent avoir lieu à un même endroit voir simultanément. Il est alors intéressant de comprendre quel est le processus dominant entre production et élimination en nitrates du milieu en considérant le bilan de ces NEF. À partir des études menées précédemment nous avons pu distinguer des facteurs d'influence environnemental et anthropique ayant un effet sur les fonctions de production et d'élimination des nitrates, résumés dans la figure 15 (Chapitre 1).

Le milieu terrestre va avoir un impact direct et indirect sur les processus prenant place dans le cours d'eau à travers l'apport en nutriment permis par le lessivage et le retour des nappes, les capacités de rétention et d'élimination des sols permises par les différentes cultures, aménagement du territoire et morphologie des paysages. La couverture des sols et les caractéristiques des versants ont bien un impact sur les écosystèmes riverains comme avancés dans plusieurs études (Bussi et al., 2017; Colombo et al., 2015; Deng et al., 2016; Muthukrishnan et al., 2007; Strayer et al., 2003). En effet, un sol nu avec une pente forte va avoir tendance à moins retenir les nitrates qu'un sol avec une pente faible et enherbée.

Les fonctions de régulation des nitrates au sein des cours d'eau vont être fortement influencées par la morphologie des cours d'eau (Sauvage et al., 2018). En effet, le chapitre 3B démontre qu'il y a un véritable intérêt à distinguer différents types de cours d'eau différenciés par leur morphologie dans la modélisation des fonctions d'élimination en nitrates. La taille du cours d'eau, sa sinuosité, la rugosité du lit, le type de substrat va avoir une influence sur ces fonctions (Magand et al., 2020). Un cours d'eau sinueux avec un grand périmètre mouillé et un débit faible

va favoriser l'élimination des nitrates tandis que les cours d'eau de montagne de type torrentiel ou encore les grands fleuves avec un débit élevé ne vont pas favoriser ce processus (Chanson, 2004).

De même que la morphologie, l'hydrologie d'un cours d'eau va être primordiale étant donné qu'elle va influencer le temps de résidence des nitrates, le développement des algues, la capacité de dilution, la connectivité des unités fonctionnelles du paysage. Les relations entre indice d'altération hydrologique et NEF (Chapitre 4A, 5B, 5C) démontrent bien l'importance du régime hydrologique et de sa dégradation dans l'expression des processus du cycle des nitrates et dans la continuité versant-eau.

La biogéochimie des sols et des cours d'eau va également influencer ces NEF étant donné qu'ils vont contraindre les processus azotés. L'azote, le carbone et le phosphore vont alors influencer ce cycle et ces éléments sont eux-mêmes influencés par des facteurs environnementaux (Battin et al., 2008; Fabre et al., 2020; Hall et al., 2009; Peterson et al., 2001). Ainsi le piégeage du carbone est lié à la régulation du climat et la présence de nutriments va permettre la réaction des processus. Certaines rivières notamment les rivières intermittentes ou éphémères c'est-à-dire des rivières présentant un débit de surface nul à certaines périodes de l'année, vont être fortement dépendantes des phases sèches et humides des lits mineurs. Ces alternances entre phases sèches et humides influencent fortement les apports en nutriments et les transports vers l'aval (Magand et al., 2020; von Schiller et al., 2017). Dans certains cas, ces alternances peuvent provoquer une forte augmentation en matière organique et en nutriments entraînant une eutrophisation du milieu (Hladysz et al., 2011).

La diversité et l'abondance des communautés biologiques dans les versants et dans les cours d'eau sont également primordiales dans la régulation des NEF. En effet, cette thèse a démontré des liens existants entre NEF, indice macroinvertébré (Chapitre 3B et Chapitre 5B) et indice d'abondance en vers de terre (Chapitre 5A). En effet, plus la biodiversité est abondante, plus les processus prenant place dans les sols et dans les cours d'eau sont importants, facilitant le développement des micro-organismes qui favorisent les processus d'élimination et de captage des nitrates (Liu et al., 2017). Jusqu'à un certain point, les processus vont également réguler les apports anthropiques (Figure 118). Dans les cours d'eau éphémères, lorsque le débit de surface est nul, les nitrates sont coincés dans la zone hyporhéique favorisant les processus étant donné que le transport vers l'aval est nul et donc que le temps de résidence y est maximal (Magand et al., 2020).

L'amélioration des connaissances sur la dynamique des nutriments et des substances chimiques influençant ces NEF est nécessaire pour mieux appréhender les variabilités spatiales et temporelles des NEF. En particulier, déterminer ces facteurs d'influence permettra de développer des modèles adéquats fonction des caractéristiques des paysages, mais aussi de lancer des réflexions approfondies sur la préservation de nos unités fonctionnelles. Dans cette hypothèse, le futur modèle pourrait intégrer des équations différentes en fonction de la morphologie des cours d'eau, comme

ce qu'on a pu voir au chapitre 3B, ou de l'altération hydrologique (Chapitre 4A). Ces améliorations permettraient de mieux comprendre le fonctionnement de milieux atypiques tels que les cours d'eau éphémères, les zones de méandres...

4. Indicateurs de demande et de délivrance pour évaluer le service de régulation des nitrates

Deux catégories d'indicateurs évaluant la régulation de la qualité de l'eau se distinguent : les indicateurs de demande et ceux de délivrance (Figure 119). Ces indicateurs sont complémentaires et reposent sur la théorie de l'offre et de la demande élaborée par les économistes (Rey-Valette et al., 2006). Les indicateurs de demande correspondent aux services demandés par notre société à la nature afin que la nature régule d'elle-même nos pressions anthropiques (érosion, rejets). Les indicateurs de délivrance évaluent les contributions de la nature au service de régulation de la qualité de l'eau. Ces contributions sont de différents ordres : régulation des sédiments, conservation des sols, régulation de la biomasse et enfin régulation des nitrates.

Les fonctions écologiques de régulation des nitrates dans les cours d'eau sont soit des fonctions de production des nitrates (NP), soit des fonctions d'élimination (NR). NP est un indicateur de demande, correspondant aux nitrates produits que la demande sociétale voudrait voir disparaître, tandis que NR est essentiellement un indicateur de délivrance, étant donné qu'elle correspond à la quantité éliminée du milieu et donc la réponse de l'environnement à la demande sociétale. La fonction NP peut avoir une origine naturelle (nitrification), mais cette fonction est très faible comparée à la production en nitrates due aux intrants en nitrates d'origine anthropique. D'autres indicateurs de demande existent comme la quantité de polluants présents dans le cours d'eau ou encore l'indice IBG-MPCE, index d'abondance et de diversité des macroinvertébrés dans le cours d'eau. Si on prend l'exemple de la concentration en nitrates, indicateur de demande, le service demandé à la nature est de réguler d'elle-même cette concentration. On peut parler « d'objectifs à atteindre ». Les indicateurs de délivrance, ceux étudiés dans cette thèse, représentent le service réellement rendu par la nature pour notre société. On peut parler « d'objectifs atteints ». Même s'il n'a pas été présenté comme tel jusqu'ici, cette thèse a étudié la relation entre indicateurs de délivrance et indicateurs de demande pour comprendre si l'offre fournie par la nature répond ou non à la demande de notre société. En effet, une relation entre les fonctions NP et NR ont été mises en évidence au chapitre 5B tandis que des liens entre NNB, indice IBG-MPCE (Chapitre 3B et Chapitre 5B), indice d'abondance en vers de terre (Chapitre 5A) et concentration en nitrates (Chapitre 3B, 5B et 5C) semblent exister. La compréhension de ces interactions donne des clés de réponses à l'amélioration du service de régulation de la qualité de l'eau et de la gestion de la ressource en eau. La figure 119 schématise les indicateurs de demandes et de délivrance étudiés dans cette thèse au service de la régulation des nitrates.

Le postulat de départ veut que l'offre réponde à la demande, mais il semblerait que si la demande est trop importante, l'offre ne suit pas, voire s'effondre. Cette hypothèse découle de la théorie de la dégradation des fonctions d'élimination en fonction des concentrations en nitrates trop élevées (Figure 118). Cette compréhension du fonctionnement des NEF dans l'ensemble du bassin versant à la fois dans les zones naturelles et dans les zones à fortes pressions anthropiques a permis de distinguer leur variabilité spatiale et leur facteur d'influences. Ces mêmes facteurs d'influence sont également soumis à des pressions anthropiques comme le captage et le relargage d'eau, la restauration de certains habitats, ou encore le changement d'occupation des sols. Rebelo et al. (2017) ont montré que les changements d'occupation du sol accélèrent le phénomène d'érosion.

La recherche des interactions existantes entre indicateurs de demande et ceux de délivrance permettent de mieux comprendre l'évolution du service de régulation des nitrates. Ces analyses peuvent être complétées par des études effectuées sur les régimes sédimentaires (Beaudelin, 1989; Jantzi et al., 2020, 2017) et l'influence de la ripisylve (Aguiar et al., 2015; Anbumozhi et al., 2005; Sánchez-Pérez et al., 2003) sur les fonctions prenant place dans les cours d'eau. Finalement, ces fonctions dépendent principalement des connectivités et des échanges qui existent latéralement, verticalement et horizontalement dans les sols et dans l'eau (Figure 4, Chapitre 1).

5. La théorie du seuil limite et de l'équilibre des fonctions écologiques

Que signifie des mesures de faibles teneurs en nitrates dans les cours d'eau ? Un faible apport extérieur en nitrates ou une élimination efficace par le milieu ? Les modélisations apportées dans cette thèse à travers la balance entre NP et NR permettent d'apporter des éléments de réponses à cette question spatialement sur l'ensemble du bassin (versants et cours d'eau) et temporellement dans les cours d'eau. Les NEF terrestres et aquatiques à l'échelle du bassin de la Garonne et celui du Sud-Ouest européen sont corrélées positivement. Lorsque les NEF terrestres augmentent les NEF aquatiques sont plus importants également. Seulement, à partir d'une certaine valeur de NEF terrestre, les NEF aquatiques atteignent un seuil limite (Chapitre 5B). La fonction d'élimination en nitrates dans un cours d'eau peut éliminer jusqu'à $100 \text{ kgN.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ dans le bassin versant de la Garonne (Figure 85, Chapitre 5B). Ce seuil pourrait être la valeur maximale atteinte par la fonction d'élimination. On peut avancer deux hypothèses. La première hypothèse considère que le modèle ne simule pas une modification structurelle et fonctionnelle des écosystèmes impliqués dans les NEF. Cette hypothèse est démontrée dans certaines études (Compton et al., 2011; Dai et al., 2012). Il est néanmoins possible de modifier les occupations des sols et les pressions anthropiques mais ces modifications n'auront pas un impact direct sur la réduction ou la croissance des communautés biologiques terrestres et aquatiques. De même, les modèles ne prennent pas en considération la morphologie des cours d'eau tel que les méandres, les tresses, les îlots. La seconde hypothèse serait que la pression anthropique exercée sur le bassin versant de la Garonne n'est a priori pas assez forte

pour entrainer une rupture de l'écosystème sur la période 2000-2010, il faudrait considérer des milieux extrêmement pollués pour tester la dégradation des fonctions écologiques.

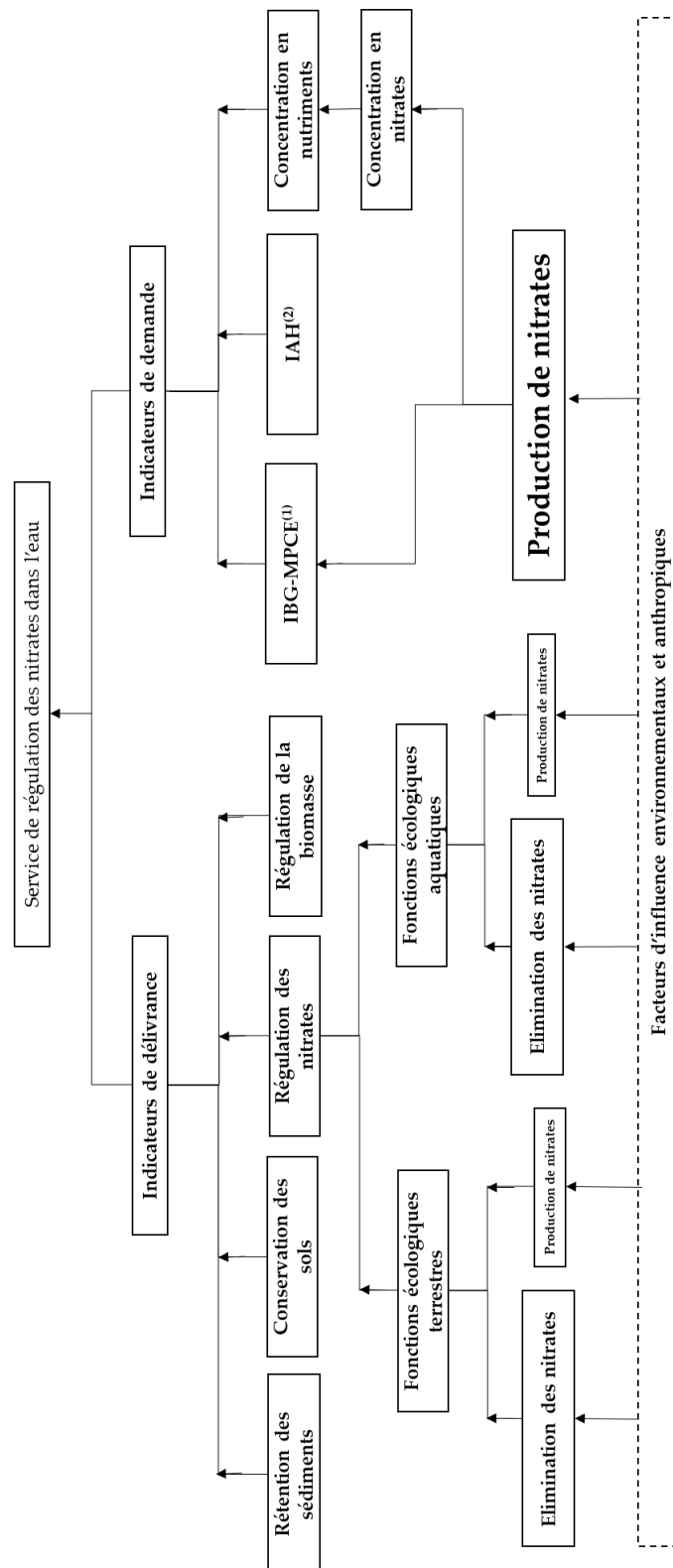


Figure 119: Le service de régulation de la qualité de l'eau et des fonctions associées et des différentes interactions issues de la littérature. La régulation des nitrates est possible grâce aux fonctions écologiques (NEF) qui peuvent avoir lieu dans les sols et dans les cours d'eau. Les NEF peuvent être caractérisées par une élimination de nitrates (indicateur de délivrance) et par une production de nitrates (indicateur de délivrance et de demande). La production de nitrates est majoritairement un indicateur de demande. ⁽¹⁾ IBG-MPCE : indicateur macroinvertébrée de la qualité de l'eau ; ⁽²⁾ IAH : indicateur d'altération hydrologique

L'approche des désaccords (Chapitre 5A) existant entre les NEF présentes dans le bassin versant actuel par rapport à un état naturel du bassin (se rapprochant d'un état pristine) pointe les lieux propices aux NEF où un équilibre ou une élimination en nitrates sont censés exister dans un contexte naturel sans impact de l'homme, mais où désormais une production en nitrates se déroule, il y a alors dégradation des fonctions NEF dans ce milieu. C'est un aspect intéressant de cette thèse permettant de comprendre les endroits où il y a eu des modifications des paysages qui ont entraîné une dégradation des fonctions. Peu d'étude se sont penchées sur ce sujet et aucune sur les fonctions de régulation des nitrates à l'échelle du bassin versant. En effet, seuls la perte de la conservation des sols (Junior et al., 2014), la disparition des mangroves dû à l'érosion (Walcker, 2015), et l'accentuation du lessivage des nitrates (Pacheco and Sanches Fernandes, 2016) ont été menées jusqu'ici. Ces études se sont toujours focalisées entre deux périodes de temps différents, un état antérieur et un état présent. D'autres études ont montré qu'il existait une influence de l'homme sur certains écosystème comme Struyf et al. (2012) qui ont démontré que l'anthropisation augmentait les concentrations en nitrates des écosystèmes riverains. Cette thèse n'a pas étudié l'évolution du bassin versant entre deux périodes, passée et actuelle mais s'est penchée sur les modifications des fonctions de régulation des nitrates entre deux états du bassin : un état dit naturel, sans impact de l'homme, et un état dit actuel du bassin versant. Cette étude n'a jamais été menée sur les fonctions écologiques et apportent des éléments de réponse intéressante tels qu'une estimation de la perte des écosystèmes et de leur fonctionnalité, en particulier dans les zones humides qui ont été remplacées par des zones agricoles et urbaines en majorité.

L'évaluation du bilan net en nitrates (NNB) permet d'estimer l'équilibre entre fonction de production et d'élimination en nitrates. Finalement, les processus sont une suite de déséquilibre, de flux entrant et sortant en nitrates, donnant en apparence un équilibre. Comprendre la part de production et d'élimination en nitrates dues à la fois à des processus physiques, chimiques et biologiques dans cet équilibre est primordial pour comprendre la dynamique globale des NEF au sein d'un bassin versant. Cet équilibre est-il instantané ? Est-il similaire en tout point ou la variation dépend-elle de la zone du bassin versant et de la période d'analyse ? Y a-t-il un effet mémoire ? Le chapitre 3A a permis de mettre en avant une différence saisonnière et spatiale (de l'amont vers aval) des processus. De plus, la distinction entre les processus physiques et les processus biologiques a permis de mettre en évidence une hétérogénéité de l'intensité des processus à travers le bassin. En effet, pour un même équilibre, les processus peuvent être plus ou moins intenses à différents niveaux d'un bassin. Ces variations ont pu être mises en évidence grâce à l'utilisation de la modélisation, et n'auraient pas pu être montrées au travers de mesures *in situ*. On a notamment montré que majoritairement les processus physiques dans les cours d'eau ne produisent pas de nitrates (Chapitre 3A, 4B), mais contribuent à une importante élimination au printemps et dans les cours d'eau intermédiaires des bassins versants (en moyenne $-3,7 \text{ gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) (Chapitre 3A, 4B). Les processus biologiques sont les plus actifs durant le printemps et l'été. Les processus biologiques

favorisant la fonction NR se localisent dans les cours d'eau intermédiaires. Ces résultats ont été déduits des chapitre 3A et 4B et sont confirmés par de nombreuses études. En effet, Shi et al (2008) affirment que les processus d'élimination sont plus importants dans un climat chaud tandis que McClain et al. (2003) déclarent que les saisons printanières et estivales sont les périodes les plus actives biologiquement. Les processus biologiques favorisant la fonction NP se situent dans les grands cours d'eau, ce qui concordant avec les études de Tockner et al. (2009) et Dynesius and Nilsson (1994) qui constatent que les grands fleuves, en particulier ceux d'Europe, ont des concentrations élevées en nitrates et suggèrent que ces fleuves sont soumis à de fortes pressions anthropiques notamment en rejet de polluants.

C. Contributions envisageables de nos méthodes à l'action publique

Comme vu dans le chapitre 6, les objectifs peuvent être multiples : développement d'autres travaux de recherche, évaluation des services écosystémiques et de leurs indicateurs, développement d'outils de vulgarisation et de communication à des fins éducatives. La compréhension des NEF est importante pour comprendre le fonctionnement des bassins versants, mais elle est également utile pour communiquer quant à l'impact de nos sociétés sur ces fonctions difficiles à appréhender, à caractériser et à quantifier. Les citoyens, à différent niveau, ont une implication consciente ou non sur ces fonctions et sur la participation à la revalorisation ou à la dégradation de ces fonctions. Le gestionnaire de la qualité de l'eau doit avoir une vision claire du fonctionnement du bassin versant, mais également des objectifs sociétaux pour répondre aux besoins à la fois de la population, mais également de l'environnement. En effet, le gestionnaire va devoir élaborer des appels à projet ciblés pour répondre à ces besoins, ce qui nécessite en amont une bonne connaissance des problématiques scientifiques, des verrous et des enjeux afin de bien évaluer les réponses fournis par les chercheurs. Les spécialistes (experts et chercheurs) vont apporter des détails techniques et des propositions quant au fonctionnement de ces NEF qui aura un rôle important dans la prise de décision. Les décideurs vont s'emparer des résultats et des recommandations des gestionnaires et des spécialistes pour imposer des directives et des décisions politiques. Les utilisateurs, qui sont aussi des électeurs, pourront participer aux débats citoyens et élire leurs décideurs. Finalement, que ce soit conscient ou inconscient l'ensemble de la population contribue en tant que citoyen au processus de décision.

Dans les parties qui suivent, je vais essayer de mettre en évidence les éléments de mes travaux qui me paraissent intéressants à transférer et je vais également discuter de travaux d'exploration pour un transfert plus abordable destinés aux gestionnaires de la ressource en eau.

1. Couplage entre indicateurs de terrain et modélisation

Cette thèse a démontré l'étroite relation existante entre l'indice IBG-MPCE et les fonctions de régulation des nitrates aquatiques et terrestres. Le chapitre 3 met en avant l'intérêt d'utiliser l'indice IBG-MPCE dans l'estimation des taux d'élimination des nitrates tandis que le chapitre 5

montre l'existence d'une relation entre NNB terrestre et IBG-MPCE. Cette relation s'explique par le fait qu'une bonne qualité de l'eau (IBG-MPCE élevé) est corrélée à l'état de la zone riveraine associée (Montes et al., 2012). En effet, un écosystème riverain va favoriser le développement des macros invertébrés. L'élimination des nitrates dans le sol est possible grâce à la diversité des écosystèmes terrestres dont l'abondance des communautés terrestres (par exemple l'abondance en vers de terre comme démontré au chapitre 5A) favorisant les processus. Un couplage entre la modélisation des fonctions écologiques et l'indicateur de terrain IBG-MPCE permettrait d'apporter des informations pertinentes de l'évolution de la qualité de l'eau et des processus associés dans les différents milieux. La détermination également des variables environnementales influençant l'évolution des NEF apporte des informations importantes. Les fonctions écologiques des sols et des cours d'eau vont dépendre des phases de sécheresse, de l'altération hydrologique et de la disponibilité de l'eau pour les consommations agricoles et urbaines. L'ensemble des résultats obtenus dans cette thèse pourrait être utilisé dans l'objectif de développer un modèle pour quantifier les NEF à partir d'indicateurs de qualité de l'eau et du sol. En effet, les gestionnaires des bassins prélèvent plusieurs fois par mois des indicateurs de qualité de l'eau (IBG-MPCE, I2M2, concentrations en nutriments) à l'échelle des masses d'eau. Ces résultats pourraient être utilisés pour estimer les NEF terrestres et aquatiques et pour apporter des outils d'aide à la décision pour les gestionnaires des bassins versants. En Europe, la DCE a permis de mettre en place des indicateurs élaborés sur la base d'études à long terme. La mise en place d'indicateurs est par ailleurs obligatoire pour surveiller la qualité des masses d'eau. Il est dès lors primordial de développer des indicateurs basés ou non sur des modèles validés. Dans le reste du monde notamment dans les départements d'outre-mer, l'évaluation de ces indicateurs est moins développée. Aujourd'hui, les décideurs et les gestionnaires (OFB, Agences de l'eau) financent abondamment cette recherche d'indicateurs (financements régionaux, départementaux, des ANR, de OFB, de l'AE). L'approche par modélisation de la balance de NEF pourrait être un outil intéressant pour évaluer le service si l'efficacité est confirmée par davantage de points de validation. En effet, l'approche de la balance des NEF terrestres est applicable quasiment partout.

2. Vers un modèle simplifié pour estimer les concentrations en nitrates et les fonctions écologiques

La fonction écologique NR dépend de facteurs environnementaux comme le débit, la pente, la profondeur, le nombre de Froude et les concentrations en nitrates (background) (Chapitre 3B). Cette concentration en nitrates (background) est modélisable, mais les modèles existants sont complexes et difficiles à mettre en place, il est nécessaire notamment d'appliquer des modèles hydroagroenvironnementaux intégrant le climat. D'un côté, les nitrates sont facilement mesurables *in situ* en certains points. D'un autre côté, les fonctions de régulation des nitrates sont difficilement observables et mesurables au sein des cours d'eau ou dans les versants. La recherche s'est alors

focalisée sur les concentrations en azote observées dans les différents compartiments hydrologiques afin de comprendre les processus azotés.

La dynamique des nitrates en particulier a fait l'objet d'indicateur principal du cycle de l'azote. Cette dynamique des nitrates renseigne de manière indirecte sur l'intensité des fonctions écologiques liées aux nitrates et permettant le service d'épuration naturel. En effet, un milieu dépourvu de nitrates ou avec une concentration faible aura un service d'épuration naturel faible même si le potentiel d'épuration naturel du milieu est fort tandis qu'un milieu concentré en nitrates activera les fonctions écologiques. Si le milieu présente une concentration en nitrates élevés entraînant une rupture du milieu, il y aurait potentiellement perte de ces fonctions dans ce milieu. Une hypothèse avance l'existence d'un point de rupture de l'écosystème - où il y aurait dégradation des fonctions écologiques - potentiellement modélisable (Figure 118). La prédiction de la concentration en nitrates est donc un enjeu important pour la compréhension des fonctions écologiques. De nombreux modèles ont été créés afin d'exprimer la dynamique des nitrates (Chapitre 1-C) à différentes échelles spatio-temporelles. Cependant, ces modèles nécessitent de nombreuses variables d'entrée et possèdent une multitude de paramètres, rendant la calibration difficile et augmentant les incertitudes du modèle. La thèse de Fabre (2019) a voulu démontrer l'existence potentielle d'un modèle générique permettant de prédire les concentrations en nitrates dans les cours d'eau à partir du débit et de variables environnementales selon l'équation suivante :

$$[NO_3] = \frac{a}{Q} + b \quad (\text{Eq. 54})$$

Avec $[NO_3]$, la concentration en nitrates dans la rivière (mg L^{-1}) et Q le débit spécifique (mm). Le paramètre b exprime l'asymptote horizontale et serait lié à la quantité de nitrates dans les sols couplés aux intrants en fertilisant d'après Fabre (2019). Le paramètre a donne la forme de la courbe et est corrélé à la contribution de l'écoulement de subsurface au débit.

Le modèle repose sur la variation du débit journalier et les paramètres du modèle. Ces paramètres pourraient être liés à la quantité de nitrates lessivée ou à la contribution de l'écoulement de subsurface. Les résultats de Fabre (2019) ont pu être validés à l'exutoire des grands bassins versants mondiaux. Le modèle semble performant au sein de ces grands bassins versants présentant peu d'anthropisation (Fabre, 2019).

L'équation explorée par Fabre (2019) a donc été testée dans le bassin versant de la Garonne, bassin anthropisé, sur 89 stations (Figure 120). Les 89 stations observées ne présentent pas les mêmes variations entre le débit et la concentration en nitrates. Deux lois semblent se distinguer. La première loi, *Loi 1*, est de type fonction sigmoïde inverse et a été déterminée dans la thèse de C. Fabre (2019) (Eq.54). La seconde loi, *Loi 2*, est de type fonction sigmoïde présentant une courbe de saturation et peut être simulée comme suit:

$$[NO3] = \frac{b*Q}{Q+a} \quad (\text{Eq. 55})$$

Avec $[NO3]$, la concentration en nitrates dans la rivière (mg L^{-1}) et Q le débit spécifique (mm). Le paramètre b exprime semble fortement corrélé à des variables environnementales rattachées au sol et à sa composition en carbone. En effet, il y a de fortes corrélations négatives du paramètre b de la *Loi 2* avec les variables de pourcentage de forêt, de carbone organique ou encore de rapport C/N (rapport massique carbone sur azote) est. Lorsque le milieu ne présente pas beaucoup de forêts, le sol est faiblement concentré en carbone organique et donc que le rapport C/N faible, le paramètre b semble élevé. Le paramètre a est corrélé à des variables hydrologiques, tout comme le paramètre a de l'équation 54, telles que à la teneur en eau du sol et l'évapotranspiration réelle.

Ces modèles dépendent du débit et de variables environnementales propres à chacun des paramètres. Dans l'hypothèse de l'existence de deux lois, la distinction d'une station pour l'une ou l'autre loi pourrait dépendre d'un indicateur de degré d'anthropisation. Les recherches préliminaires d'un indicateur du degré d'anthropisation n'ont abouti à aucun résultat concret. Une seconde hypothèse avançant l'existence d'une loi unique est également à envisager. Cette loi qui prendrait une forme unique en oscillant dans un premier temps pour finalement atteindre un plateau lors de forts débits (Unique Law Figure 121-A). Pour les stations ne présentant pas de tendance nette pour l'une ou l'autre des deux lois, la majorité de ces stations « oscillent » entre ces deux lois. Les trois lois de la Figure 121 tendraient alors vers une même concentration limite. Cette hypothèse repose sur le postulat qu'il est impossible de représenter l'ensemble des combinaisons nitrate-débit d'un cours d'eau étant donné sa nature et sa constitution, mais également du fait de la disponibilité logistique des campagnes d'échantillonnages. En effet, les relevés en nitrates se font rarement en continu. En général, les Agences de l'Eau analysent l'eau d'un cours 1 à 2 fois par mois et les prélèvements ne sont quasiment jamais effectués en période de crues restreignant la gamme de variabilités des débits.

La station de Larra est une station expérimentale échantillonnée durant les thèses de Laurie Boithias, de Chantha Oeurng et de Désirée EL Azzi. Cette station est très variable en débit et a été échantillonnée tout au long de deux cycles hydrologiques notamment durant les crues de 2007 à 2009 à des pas de temps hebdomadaires. Les résultats de cette station tendent à pencher pour l'existence d'une seule loi commune (Figure 121-B).

Le manque de relevés de terrains et la faible variabilité hydrologique de la majorité des cours d'eau seraient à l'origine des raisons pour laquelle cette « unique loi » ne serait pas distinguée à l'ensemble des stations. En effet, une station de prélèvement hebdomadaire tend à valider cette loi. Il nous semble intéressant d'approfondir la théorie de cette loi unique dans de futures études.

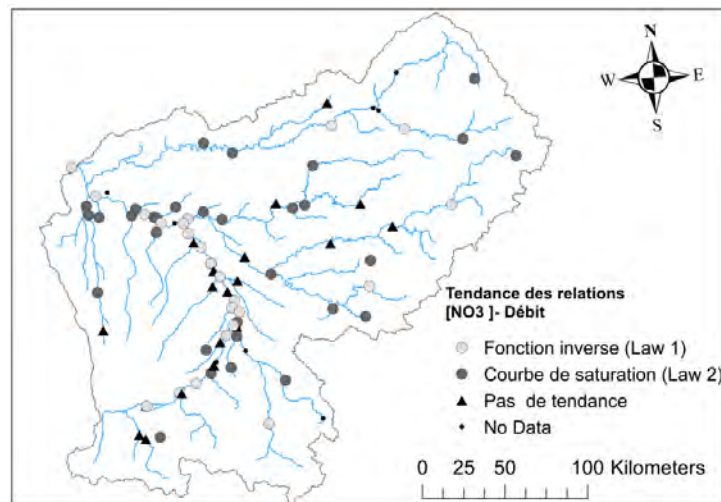


Figure 120: Tendance des lois de prédiction de la concentration en nitrates à partir des valeurs du débit pour chacune des stations d'observation sélectionnées au sein du bassin versant Garonne.

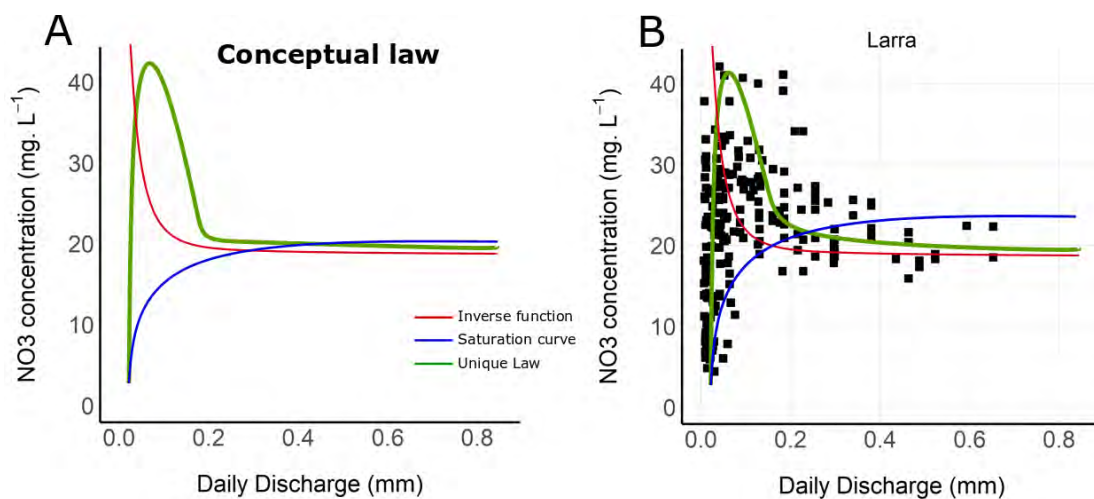


Figure 121: A- Schéma conceptuel de la loi commune. B – Variations des concentrations en nitrates en fonction du débit journalier à la station de Larra.

3. Intérêt de la recherche dans la mise en place de politiques de l'eau

L'assainissement obligatoire des eaux usées domestiques collectif et non collectif permet de limiter en partie les polluants rejetés par l'Homme (Arrêté DEVL1429608A, 2015). Tout effluent agricole (fumier, eaux de lavage) doit être stocké et traité avant rejet dans le cours d'eau afin de respecter les seuils réglementaires des éléments nitrates, phosphore et potassium, indicateurs de la qualité de l'eau. Le stockage, traitement et épandage est restreint à un périmètre minimum, mais l'agriculteur n'est pas contraint d'installer une station d'épuration pour traiter ces effluents. Les aires de captage, zone en surface sur laquelle l'eau qui s'infiltre et ruisselle alimente le captage, sont définies au niveau national et chaque aire de captage est soumise à une réglementation spécifique. En effet, chaque aire de captage est déclarée d'utilité publique et est accompagnée des autorisations et interdictions associées. La modélisation de flux vers la nappe et de l'estimation des fonctions de régulation d'une zone, possible avec les modèles mis en place dans les chapitres 3 et

4, permettrait de définir précisément les besoins de chaque zone en fonction des conditions du milieu et l'orientation d'incitation à des pratiques pertinentes pour le respect de la qualité de l'eau. À partir des résultats obtenus et des méthodologies mises en place dans cette thèse, des scénarios de gestion de la ressource en eau, d'évolution des paysages et des changements de pressions anthropiques permettraient de donner un aperçu de l'évolution potentielles des fonctions écologiques de régulation des nitrates. À ce jour, de nombreuses réglementations et recommandations, parfois accompagnées d'aides financières, existent afin de limiter le lessivage des polluants et notamment des nitrates (Circulaire REL1919814J, 2020; Directive Nitrates, 1991). Ces aides sont surtout gérées par un programme des agences de l'eau afin d'orienter les comportements sociétaux vers un meilleur respect de la qualité de l'eau. Il semble alors d'autant plus important de sensibiliser la population aux conséquences environnementales et socio-économique encourus et même à des répercussions sur la santé de l'Homme de la perte des fonctions écologiques due à une pression anthropique trop importante.

Parmi les facteurs influençant les processus de régulation, la couverture des sols est à prendre en compte étant donné qu'elle limite le ruissellement et favorise l'infiltration. En effet, c'est le moyen de mitigation qui est mis en œuvre dans les bandes enherbées préconisées par la DCE (EU Water Framework Directive, 2000). Les résultats de cette thèse du chapitre 3A et chapitre 5 relèvent également l'importance des occupations du sol sur le fonctionnement des processus de régulation des nitrates. En effet, la production en nitrates est plus importante dans les zones agricoles et urbaines tandis que l'élimination des nitrates est favorisée dans les cours d'eau intermédiaires du bassin et dans les zones humides. Dans cette logique, on peut se poser la question de l'influence de la couverture du sol sur la totalité du bassin versant. Par exemple, Tockner and Stanford (2002) ont démontré que la perte en surface forestière inondée en Europe s'élève à 80%, résultant de l'expansion des villes, des zones industrielles et des zones cultivées. De même, les résultats du chapitre 5 indique que 76% des masses d'eau du bassin versant de la Garonne subit une perte des fonctions écologiques de régulation des nitrates. En effet, en plus de la perte des fonctions écologiques dans les cours d'eau et dans les zones humides, la destruction des zones humides équivaut à la destruction de nurserie. De plus certains aménagements menés sur le lit mineur du cours d'eau vont perturber les écosystèmes aquatiques ainsi que les processus associés. La mise en place de barrage, par exemple, va briser la continuité écologique empêchant le transport sédimentaire et la circulation des organismes vivants et en particulier poissons grands migrateurs qui ont absolument besoin d'effectuer cette migration pour pouvoir se reproduire, grandir et s'alimenter. Ces aménagements ont parfois été négatifs, mais certains aménagements peuvent limiter les rejets anthropiques et restaurer les milieux naturels et ses fonctions écologiques dégradées. McMillan and Noe (2017) ont démontré que la restauration de cours d'eau via la restauration de la forme des berges et du lit, la ripisylve, du transit sédimentaire, l'établissement de la conduite écologique, ainsi que le maintien d'un bon état des cours d'eau, permet d'augmenter la

rétenction en nutriments et en sédiments. D'ailleurs, en France, pour favoriser cette restauration plusieurs moyens ont été mis en œuvre par les Agences de l'eau sous forme d'aides, de redevances ou encore d'outils d'accompagnements. Des aides ont été mis en place pour soutenir la restauration du fonctionnement des milieux aquatiques dans le cadre de la GEMAPI : continuité écologique et hydromorphologie. De la même façon, tous propriétaires d'un ouvrage artificiel constituant un obstacle continu entre les deux rives d'un cours d'eau est soumis à une redevance dépendant du type de l'ouvrage (hydroélectrique ou autre) et du dénivelé (150 €/m dans les bassins Rhône Méditerranée et Corse en 2019-2020). Les pêcheurs sont également soumis à une redevance pour la protection des milieux aquatiques auxquelles ils contribuent à l'achat du permis de pêche (8.8€/adulte en 2016-2024). La compréhension de nos écosystèmes et de la pression que l'on exerce sur ces écosystèmes permet la mise en place de politique sous forme d'incitation ou d'obligation afin de préserver notre environnement et nos activités. Cette compréhension est permise grâce à des études de projets et aux travaux de recherches. J'espère grâce à cette thèse avoir apporté ma petite pierre à l'édifice ou de l'eau au moulin.

4. Pistes d'application des modèles pour la gestion

L'évaluation des fonctions écologiques de régulation des nitrates (NEF) peut être également utilisée à des fins de gestion des zones à fort potentiel éliminateur en nitrates comme les zones humides. Les zones humides sont des remparts face aux événements extrêmes (ouragans, inondations). En effet, l'approche écosystémique de considérer les NEF terrestres et aquatiques dans cette thèse permet d'avoir une vision globale et d'analyser l'impact de certaines politiques de gestion sur l'ensemble d'un territoire, pouvant contenir un seul ou plusieurs bassins versants. Au niveau du Sud-Ouest européen, la gestion de l'eau implique un transfert d'eau artificiel au sein d'un bassin (système de la Neste du bassin de la Garonne) ou entre plusieurs bassins (entre le bassin du Júcar et de Turía en Espagne). L'utilisation du modèle SWAT permet de modéliser les flux d'eau et de nutriments. Au sein du projet Aguamod, un couplage de ce modèle SWAT avec un modèle d'optimisation de gestion de la ressource AQUATOOL, développé par l'Université Polytechnique de Valence (Espagne) a été initié donnant des résultats prometteurs qui ont fortement intéressé la CACG en charge de gérer le système Neste. A la fin du projet interreg, la CACG s'est approprié l'outil pour l'appliquer à son territoire. L'outil AQUATOOL est utilisé pour analyser des scénarios de planification pour l'utilisation conjointe de l'eau de surface et de l'eau souterraine. Le modèle calcule la réponse optimale pour répondre à l'ensemble des demandes en eau et l'ordre de priorisation des demandes qui sont domestiques, agricoles, industrielles et écologiques. Le modèle SWAT a pu estimer les flux d'eau et de nutriment du Sud-Ouest européen de 1980 à 2050 permettant d'analyser la performance de scénarios de gestion sur le long terme. Le chapitre 6 évoque également la possibilité d'évaluer des indicateurs d'aide à la gestion et la planification à partir des résultats de cette thèse.

Il est tout à fait envisageable de tester des scénarios d'aménagement tels que le développement de mares et lacs, l'implémentation de barrages, l'expansion d'une zone industrielle (de Dios et al., 2018). Par exemple, il serait intéressant de tester l'influence de la mise en place des digues ou sur la suppression des méandres sur ces NEF. Restaurer du fonctionnement naturel des cours d'eau contribue à retrouver des eaux de qualité. En effet, ces aménagements permettent d'améliorer la résilience du milieu face aux changements climatiques et aux pressions anthropiques.

Conclusion Générale et Perspectives

L'approche des fonctions écologiques de régulation des nitrates (NEF) effectuée dans cette thèse est originale considérant les processus de production (NP) et d'élimination (NR) des nitrates à travers le bilan net en nitrates (NNB) à la fois dans les versants et dans les cours d'eau. Tout d'abord, les fonctions écologiques au sein du cours d'eau ont pu être quantifiées dans l'espace et dans le temps (Chapitre 3A, 4B) (Cakir et al., 2020b). Ensuite, ce sont les fonctions écologiques prenant place dans les versants qui ont été évaluées (Chapitre 5). Finalement, une approche systémique de l'évaluation de ces NEF a été effectuée (Chapitre 5B, 5C). L'approche est d'autant plus originale qu'elle considère les échelles de gestion des écosystèmes (masses d'eau, système d'exploitation) et une variation temporelle allant du mois à la saison. Les résultats de cette thèse ont mis en valeur le rôle des variables environnementales telles que l'hydromorphologie des cours d'eau (Chapitre 3B) ou encore la structure du paysage (Chapitre 5B, 5C). Plusieurs études avaient précédemment suggéré le rôle potentiel de ces variables environnementales sur les processus de régulation des nitrates, en particulier sur le processus de dénitrification (Fabre, 2019; Sauvage et al., 2018). Au regard des résultats de cette thèse, il apparaît que les potentiels d'élimination en nitrates des zones humides dans les modèles à large échelle sont souvent sous-estimés comme suggéré précédemment par Guilhen et al. (2020). Cette thèse a donc permis de mettre en évidence les relations existantes entre potentiels d'élimination et variables environnementales qui peuvent servir à améliorer les modèles actuels et aider à une réflexion autour des aménagements des territoires. La table 34 récapitule les résultats obtenus durant ces travaux de thèse concernant les NEF des cours d'eau et ceux des versants. De plus, les variables environnementales considérées dans cette étude sont des produits issus de la télédétection, facilement disponibles notamment à large échelle.

Les résultats obtenus permettent de fournir des éléments de réponses, mais en contrepartie, questionnent sur de nouveaux points, de nouvelles problématiques. Les résultats de cette thèse ont pu être valorisés en partie dans d'autres disciplines présentées dans le chapitre 6 et le chapitre 7, mais d'autres perspectives peuvent également être énumérées. À partir des résultats obtenus dans cette thèse, les liens entre fonctions écologiques de régulation des nitrates, variables environnementales et indicateurs associés devraient être considérés dans la conceptualisation des futurs modèles du cycle de l'azote à l'échelle des bassins versants. Par exemple, le modèle SWAT, intégrant les processus des sols et des cours d'eau, pourrait être couplé au modèle RiverStrahler (Billen et al., 1994), plus performant dans la représentation du cycle de l'azote.

Table 34: Tableau récapitulatif des variables et indicateurs environnementaux, économiques et de gouvernances influençant les fonctions de production (NP) et d'élimination en nitrates (NR) dans les sols et dans les cours d'eau.

Fonctions écologiques de régulation des nitrates au sein des cours d'eau				
	Garonne		SUDOE	
	NP	NR	NP	NR
« Hot Spots »	Grands cours d'eau et aval des villes	Petits cours d'eau des plaines et cours d'eau intermédiaires	Grands cours d'eau impactés par l'Homme	Cours d'eau intermédiaires espagnol et portugais
« Hot moments »	Printemps-Eté	Printemps-Eté	Eté	Printemps-Eté
Moyenne	+1,62 gN.m ⁻² .j ⁻¹	- 0,10 gN.m ⁻² .j ⁻¹	11,24 gN.m ⁻² .j ⁻¹	-2,83 gN.m ⁻² .j ⁻¹
Facteurs d'influence	La pente, le débit, la condition hydraulique exprimée par le nombre de Froude, IBG-MPCE		Le débit, la concentration en nitrates, l'altitude, la pente et l'occupation du sol impactent	

Fonctions écologiques de régulation des nitrates dans les versants				
	Garonne		SUDOE	
	NP	NR	NP	NR
Hot Spots	Plaines	Forêts alluviales et zones humides	Plaines agricoles et zones anthropisées fortement	Zones humides et protégées (Natura 2000)
Facteurs d'influence	Occupation des sols, gradient amont/aval	Occupation des sols, gradient amont/aval	Gradient amont/aval, Occupation des sols	Gradient amont/aval, Occupation des sols, densité de population
Indicateurs corrélés	IAH, IBG MPCE, Biodiversité des sols, NP aquatiques	IAH, IBG MPCE, Biodiversité des sols, NP terrestres	IAH, IBG-MPCE, Indicateurs économiques et de gouvernances	IAH, IBG-MPCE, Indicateurs économiques, Degré de sécheresse
Dégradation	Gain 42.5%	Dégradation 46.3%	-	-

La méthodologie (Chapitre 5A), permettant de déterminer les potentiels des NEF dans les versants, donne des résultats plus qu'encourageants. L'évolution temporelle de ces potentiels dans les versants pourra être considérée en modifiant les données d'entrée pour y intégrer des images satellites et/ou des variables produites à partir d'images variant tous les mois ou toutes les saisons. Ces potentiels saisonniers pourraient ensuite être mis en relation avec les fonctions écologiques prenant place dans les cours d'eau. Il serait même envisageable de lier ces potentiels avec la connexion aux nappes souterraines qui sont vecteurs de la majorité des flux de nitrates comme le suggère Bernard-Jannin et al. (2015). En effet, la connectivité entre les différents compartiments terrestres et aquatiques est primordiale dans la compréhension des fonctions écologiques. Il est donc pertinent de rechercher des relations existantes entre les NEF et les indicateurs relevés par les organismes publics comment par exemple l'indicateur IBG-MPCE étudié au cours de ces travaux de thèse. Comme évoqué dans le chapitre 5B, il peut être envisagé, dans quelques années lorsque les relevés du nouvel indicateur I2M2 (Montes et al., 2012) seront en nombre suffisant, de chercher des liens entre NEF et I2M2. L'indicateur I2M2 considère à la fois l'abondance et la diversité des macroinvertébrés présents dans un cours d'eau ainsi que la qualité de la zone riveraine associée, influençant fortement le développement des macroinvertébrés. Pour considérer à la fois les processus prenant place dans les sols et ceux présents dans les cours d'eau, il serait également

adéquat de déterminer des relations entre les fonctions écologiques et les indicateurs de qualité du sol pouvant être liés à la communauté biologique des sols. Considérer ces différents compartiments ainsi que l'ensemble des mécanismes à la fois biotique et abiotique, soutenant la biodiversité et ses services, sont primordiaux pour comprendre les fonctions écologiques des écosystèmes et adopter des politiques d'aménagement du territoire adéquat comme confirme Van der Biest et al. (2020). Dans ces conditions, il semble pertinent d'établir un examen approfondi sur les connaissances disponibles notamment par consultation des experts et la participation des décideurs (Van der Biest et al., 2020).

De plus, l'évaluation des NEF à l'échelle des bassins versants permet une prise de recul et une simplification de l'information que recherchent les acteurs du territoire. En effet, les mesures de terrains apportent des informations fondamentales, mais ne permettent pas une compréhension de l'intégralité des interactions prenant place au sein d'un bassin versant. La modélisation et les mesures de terrain sont complémentaires. Il apparaît évident à l'issue de cette thèse que des campagnes de prélèvements et des suivis réguliers dans un cadre scientifique des processus au sein des versants et dans les cours d'eau devraient être mis en place pour consolider et valider davantage les résultats de la modélisation. Ces nouveaux relevés permettront d'améliorer les modèles mis en place au cours de cette thèse et de développer et d'améliorer dans le futur la conceptualisation des processus et de l'intégration des versants au sein des modèles. L'emplacement des prélèvements pourra être décidé à partir des simulations des potentiels NEF. En effet, il sera intéressant de cibler des zones avec des potentiels de production ou d'élimination importants et en particulier les zones de désaccord où il y aurait théoriquement eu une perte des fonctions écologiques. Le chapitre 5 identifie également les relations entre les NEF des versants et des cours d'eau. Il serait également intéressant de prélever les NEF dans les sols et dans les cours d'eau au printemps et en été, « hot spots » des processus. Dans l'objectif de compléter les données déjà existantes, il est important de cibler des cours d'eau ayant un débit supérieur à $1\text{m}^3.\text{s}^{-1}$. Cette multiplication des données de validation est d'autant plus fondamentale que les applications pouvant découler de cette thèse (Chapitre 6) peuvent être nombreuses et intéressantes dans de nombreuses disciplines.

Tout d'abord, il peut être envisagé de répliquer la méthode d'identification des potentiels NEF à d'autres contaminants tels que le phosphore, important polluant issu de l'agriculture (Daniel et al., 1998), ou la silice, ayant un rôle dans l'eutrophisation (Garnier et al., 2002; Vandevenne et al., 2012). En effet, l'agrégation des connaissances des experts afin de déterminer les potentiels de production et d'élimination d'un contaminant d'un milieu facilitera le débat, l'analyse entre acteurs. Un autre moyen de faciliter la transmission de savoir entre scientifiques et décideurs est de simplifier les sorties des modèles. Par exemple, les calculs du modèle SWAT sont effectués à l'échelle de la HRU (Chapitre 2), unité du paysage fictive. La nouvelle version du modèle SWAT, nommée SWAT+, rassemble les HRU en unités du paysage, nommés Landscape Units (LSU), afin

de faciliter la cartographie des processus des sols. La simplification de la cartographie élaborée dans SWAT + permet d'analyser plus facilement les dynamiques de territoire et simplifie la communication avec les acteurs non-initiés au modèle SWAT.

Cette thèse a permis d'étudier l'applicabilité d'approche couplant mesures et modélisation au territoire du Sud-Ouest européen. Cette applicabilité est également envisageable à plus large échelle encore, à l'échelle nationale, européenne et mondiale. L'estimation des NEF dans les versants pourra être appliquée à davantage de bassins versants. L'échelle la plus adéquate pour modéliser les NEF au regard des résultats obtenus dans cette thèse, est l'échelle de la masse d'eau. Cependant, mettre en place ces modèles à cette échelle demande un temps de travail, une maîtrise du modèle et des connaissances pointues sur les bassins versants simulés. Lors du projet interreg AGUAMOD, les grands bassins versants du territoire SUDOE ont été modélisés à l'échelle de la masse d'eau. En trois années de projet, la plupart des bassins versants modélisés ont été calibrés et validés uniquement sur la quantité d'eau laissant de côté la qualité de l'eau, modélisation plus complexe.

De plus, pour appliquer les modèles utilisés dans cette thèse à large échelle. Un problème persiste, celui de la disponibilité des données et de leur qualité par rapport aux objectifs. Abbaspour et al. (2015) donne un aperçu du modèle SWAT à l'échelle européenne. L'estimation des potentialités des NNB dans les sols peut également être mise en place à une telle échelle à partir de données disponibles sur les bases de données européennes (EEA, ESDAC). En appliquant cette méthodologie à l'échelle de la France, il serait possible de déterminer et de discuter de la dégradation ou de la restauration des NEF et ainsi de déterminer les sites vulnérables à la dégradation de ces NEF. En effet, la stabilité des zones humides inhibe l'eutrophisation des milieux par destruction des nitrates en excès. Sachant que les politiques de gestion de l'eau sont définies à l'échelle des SDAGE en France, il serait alors très intéressant de considérer les NEF à un niveau national afin d'observer les effets ou non régionaux. On peut en effet poser l'hypothèse qu'il y aura une diversité des NEF à la vue de la diversité des régions françaises entre le bassin sédimentaire parisien, la région volcanique du Massif Central, les régions montagneuses des Alpes et des Pyrénées, les zones côtières océaniques et méditerranéennes. Par exemple, la région bretonne a connu des marées vertes provoquées par une eutrophisation d'algues vertes toxiques. Cette eutrophisation fut provoquée en grande partie par la forte anthropisation de la région due, majoritairement, à la présence d'élevages intensifs porcins et à la mauvaise gestion des effluents de ces élevages. On peut également évoquer à l'autre bout de la France la bétonisation intense pratiquée dans la région Provence-Alpes-Côte d'Azur détruisant de nombreux écosystèmes, dont les écosystèmes aquatiques. La destruction des écosystèmes entraîne la disparition des processus y prenant place et la perte des fonctions écologiques et des contributions naturelles associées, mais également l'accentuation des catastrophes naturelles telles que les inondations.

La variabilité spatiale de l'intensité de ces NEF potentiels ainsi que l'analyse de la différence entre les NEF potentiels et les NEF qui s'expriment réellement dans les sols peuvent être des outils de vulgarisation intéressants pour sensibiliser les acteurs du territoire, des décideurs au grand public. En effet, l'analyse à dire d'expert permet d'élaborer et de tester des scénarios et d'en déduire facilement l'impact sur la régulation des nitrates.

Lorsque la méthodologie des NEF aura été validée à l'échelle de l'Europe il sera envisageable d'analyser la répliquabilité de la méthode à d'autres régions du monde. Il sera alors obligatoire de réunir des experts des différentes régions climatiques pour vérifier et ajuster l'estimation à dire d'expert. Estimer les NEF dans différentes régions du monde permettrait d'évaluer plus facilement les effets des changements climatiques et de l'impact anthropique croissants. Par exemple, dans certaines métropoles des pays émergents, le système d'assainissement n'est pas performant, accentuant la charge des polluants dans les effluents, ce qui augmente les risques d'eutrophisation des milieux. L'estimation des potentiels producteurs et consommateurs en nitrates permettrait de sensibiliser les gestionnaires et la population aux risques d'eutrophisation et aux risques sanitaires encourus. Aux vues de l'époque actuelle, post-covid 19, il serait inconscient de continuer à nous développer sans limiter notre impact sur notre environnement. Il est important de comprendre le fonctionnement des différents écosystèmes, mais également l'impact de nos actions et de nos décisions sur ces écosystèmes. Ces compréhensions permettront d'éviter et de prévenir les catastrophes naturelles et les phénomènes particuliers.

Références bibliographiques

- Abalos, D., Liang, Z., Elsgaard, L., 2019. Effects of pH on nitrogen transformations and soil microbiology in a long-term liming field trial.
- Abbaspour, C.K., 2008. SWAT calibrating and uncertainty programs. A User Manual. Eawag Zurich 100.
- Abbaspour, Karim C., Johnson, C.A., Genuchten, M.T. van, 2004. Estimating Uncertain Flow and Transport Parameters Using a Sequential Uncertainty Fitting Procedure. <https://doi.org/10.2113/3.4.1340>
- Abbaspour, K. C., Johnson, C.A., Genuchten, M.T. van, 2004. Estimating Uncertain Flow and Transport Parameters Using a Sequential Uncertainty Fitting Procedure. *Vadose Zone Journal* 3, 1340–1352. <https://doi.org/10.2113/3.4.1340>
- Abbaspour, K.C., Rouholahnejad, E., Vaghefi, S., Srinivasan, R., Yang, H., Klöve, B., 2015. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology* 524, 733–752. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.027>
- Abbaspour, K.C., Vaghefi, S.A., Srinivasan, R., 2018. A Guideline for Successful Calibration and Uncertainty Analysis for Soil and Water Assessment: A Review of Papers from the 2016 International SWAT Conference. *Water* 10, 6. <https://doi.org/10.3390/w10010006>
- Abbaspour, K.C., Yang, J., Maximov, I., Siber, R., Bogner, K., Mieleitner, J., Zobrist, J., Srinivasan, R., 2007. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology* 333, 413–430. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.09.014>
- Adour-Garonne Water Agency, Asconit consultants, Isthme, 2011. Cartographie des zones à dominante humide et enjeux des politiques publiques associées (Rapport méthodologique).
- Aguiar, T.R., Bortolozzo, F.R., Hansel, F.A., Rasera, K., Ferreira, M.T., 2015. Riparian buffer zones as pesticide filters of no-till crops. *Environ Sci Pollut Res* 22, 10618–10626. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4281-5>
- Albert, C., Galler, C., Hermes, J., Neuendorf, F., von Haaren, C., Lovett, A., 2016. Applying ecosystem services indicators in landscape planning and management: The ES-in-Planning framework. *Ecological Indicators*, Developing and Applying Ecosystem Services Indicators in Decision-Support at Various Scales 61, 100–113. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.029>
- Alcamo, J., 2008. Chapter Six The SAS Approach: Combining Qualitative and Quantitative Knowledge in Environmental Scenarios, in: Alcamo, J. (Ed.), *Developments in Integrated Environmental Assessment, Environmental Futures The Practice of Environmental Scenario Analysis*. Elsevier, pp. 123–150. [https://doi.org/10.1016/S1574-101X\(08\)00406-7](https://doi.org/10.1016/S1574-101X(08)00406-7)
- Alcamo, J.M., Döll, P., Henrichs, T., Kaspar, F., Lehner, B., Roesch, T., Siebert, S., 2003. Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability. <https://doi.org/10.1623/hysj.48.3.317.45290>
- Aldaya, M.M., Martínez-Santos, P., Llamas, M.R., 2010. Incorporating the Water Footprint and Virtual Water into Policy: Reflections from the Mancha Occidental Region, Spain. *Water Resour Manage* 24, 941–958. <https://doi.org/10.1007/s11269-009-9480-8>
- Alexander, R.B., Böhlke, J.K., Boyer, E.W., David, M.B., Harvey, J.W., Mulholland, P.J., Seitzinger, S.P., Tobias, C.R., Tonitto, C., Wollheim, W.M., 2009. Dynamic modeling of nitrogen losses in river networks unravels the coupled effects of hydrological and biogeochemical processes. *Biogeochemistry* 93, 91–116. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9274-8>
- Alkon, A.H., 2013. The Socio-Nature of Local Organic Food. *Antipode* 45, 663–680. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8330.2012.01056.x>
- Álvarez, J., Sanchez, A., Quintas, L., 2005. SIMPA, a GRASS based Tool for Hydrological Studies. *International Journal of Geoinformatics* 1.
- Álvarez-Cabria, M., Barquín, J., Peñas, F.J., 2016. Modelling the spatial and seasonal variability of water quality for entire river networks: Relationships with natural and anthropogenic factors. *Science of The Total Environment* 545–546, 152–162. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.109>
- Amanuel, W., Yimer, F., Karlun, E., 2018. Soil organic carbon variation in relation to land use changes: the case of Birr watershed, upper Blue Nile River Basin, Ethiopia. *j ecology environ* 42, 16. <https://doi.org/10.1186/s41610-018-0076-1>
- Ambroise, B., 1998. Génèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré: processus et modèles. *Revue des Sciences de l'Eau, Revue des Sciences de l'Eau* 11, 471–495.
- Ameziane, T., Dauta, A., Le Cohu, R., 1999. Eutrophication level of the lowland Garonne river (France) and water chlorophyll a values: a doubtful relationship pointed out by the potamoplankton composition.
- Amon-Armah, F., Yiridoe, E.K., Ahmad, N.H.M., Hebb, D., Jamieson, R., Burton, D., Madani, A., 2013. Effect of nutrient management planning on crop yield, nitrate leaching and sediment loading in Thomas Brook watershed. *Environ Manage* 52, 1177–1191. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0148-z>
- Amoros, C., Petts, G.E. (Eds.), 1993. *Hydrosystèmes fluviaux*. Paris, France.
- Anbumozhi, V., Radhakrishnan, J., Yamaji, E., 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecological Engineering*, Riparian buffer zones in agricultural watersheds 24, 517–523. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.01.007>
- AQUASTAT [WWW Document], 2007. URL <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/results.html> (accessed 9.3.19).
- Arheimer, B., 1998. Riverine nitrogen - analysis and modelling under nordic Conditions (Ph.D Thesis). Linköping University, Sweden.
- Arnell, N.W., 1999. A simple water balance model for the simulation of streamflow over a large geographic domain. *Journal of Hydrology* 217, 314–335. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(99\)00023-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(99)00023-2)
- Arnold, J.G., Fohrer, N., 2005. SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes* 19, 563–572. <https://doi.org/10.1002/hyp.5611>
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., Allen, P.M., 1999. Continental scale simulation of the hydrologic balance1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 35, 1037–1051. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1999.tb04192.x>

- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., Williams, J.R., 1998. Large Area Hydrologic Modeling and Assessment Part I: Model Development1. JAWRA Journal of the American Water Resources Association 34, 73–89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>
- Arnold, Moriasi, Gassman, Abbaspour, M. J. White, R. Srinivasan, C. Santhi, R. D. Harmel, A. van Griensven, M. W. Van Liew, N. Kannan, M. K. Jha, 2012. SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. Transactions of the ASABE 55, 1491–1508. <https://doi.org/10.13031/2013.42256>
- Arregui, L.M., Quemada, M., 2006. Drainage and nitrate leaching in a crop rotation under different N-fertilizer strategies: application of capacitance probes. Plant Soil 288, 57–69. <https://doi.org/10.1007/s11104-006-9064-9>
- Arrêté DEVL1429608A, 2015. Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d’assainissement collectif et aux installations d’assainissement non collectif, à l’exception des installations d’assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5 | Legifrance.
- Article L211-1, 2006. Code de l’environnement - Article L211-1, Code de l’environnement.
- Article R211-108, 2006. Article R211-108, Code de l’environnement.
- Astre, G., 1956. Les dépôts limoneux de la plaine lauragais. Bull. Soc., Hist. Nat. Toulouse 21–45.
- Bailey, R.T., Ahmadi, M., 2014. Spatial and temporal variability of in-stream water quality parameter influence on dissolved oxygen and nitrate within a regional stream network. Ecological Modelling 277, 87–96.
- Balairón Pérez, L., Álvarez Rodríguez, J., Borrel Brito, E., Delgado, María, 2003. Water Resources Assessment in Honduras. XI World Water Congress. Ingeniería Civil, CEDEX. Ministerio de Fomento 49–61.
- Balian, E.V., Segers, H., Martens, K., Lévêque, C., 2008. The Freshwater Animal Diversity Assessment: an overview of the results, in: Balian, E.V., Lévêque, C., Segers, H., Martens, K. (Eds.), Freshwater Animal Diversity Assessment, Developments in Hydrobiology. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 627–637. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_61
- Ballais, J.-L., Chave, S., Dupont, N., Masson, É., Penven, M.-J., 2011. La méthode hydrogéomorphologique de détermination des zones inondables. Physio-Géo. Géographie physique et environnement. <https://doi.org/10.4000/physio-geo.3307>
- Balsamo, G., Beljaars, A., Scipal, K., Viterbo, P., van den Hurk, B., Hirschi, M., Betts, A.K., 2009. A Revised Hydrology for the ECMWF Model: Verification from Field Site to Terrestrial Water Storage and Impact in the Integrated Forecast System. J. Hydrometeor. 10, 623–643. <https://doi.org/10.1175/2008JHM1068.1>
- Banerjee, S., Hassenklöver, E., Kleijn, J.M., Cohen Stuart, M.A., Leermakers, F.A.M., 2013. Interfacial Tension and Wettability in Water–Carbon Dioxide Systems: Experiments and Self-consistent Field Modeling. J. Phys. Chem. B 117, 8524–8535. <https://doi.org/10.1021/jp400940s>
- Barkay, T., Gillman, M., Turner, R.R., 1997. Effects of dissolved organic carbon and salinity on bioavailability of mercury. Appl. Environ. Microbiol. 63, 4267–4271.
- Bartout, P., Touchart, L., 2018. Le limnosystème est-il un concept géographique ? Annales de Géographie 719, 29–58.
- Bates, J.D., Svejcar, T.J., Miller, R.F., 2002. Effects of juniper cutting on nitrogen mineralization. Journal of Arid Environments 51, 221–234. <https://doi.org/10.1006/jare.2001.0948>
- Battin, T.J., Kaplan, L.A., Findlay, S., Hopkinson, C.S., Marti, E., Packman, A.I., Newbold, J.D., Sabater, F., 2008. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. Nature Geoscience 1, 95.
- Battude, M., Al Bitar, A., Brut, A., Talleg, T., Huc, M., Cros, J., Weber, J.-J., Lhuissier, L., Simonneaux, V., Demarez, V., 2017. Modeling water needs and total irrigation depths of maize crop in the south west of France using high spatial and temporal resolution satellite imagery. Agricultural Water Management 189, 123–136. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.04.018>
- Beaudelin, P., 1989. Conséquences de l’exploitation des granulats dans la Garonne. Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest. Sud-Ouest Européen 60, 603–616. <https://doi.org/10.3406/rgpso.1989.3182>
- Beaudoin, N., Ripoché, D., Strullu, L., Mary, B., Launay, M., Léonard, J., Lecharpentier, P., Affholder, F., BERTUZZI, P., Buis, S., Casellas, E., Constantin, J., Dumont, B., Durand, J.-L., GARCIA DE CORTAZAR ATAURI, I., Ferchaud, F., Graux, A.-I., Jegu, G., Le Bas, C., Levavasseur, F., Louarn, G., Mollier, A., Ruget, F., Justes, E., 2020. Conceptual basis, formalisations and parameterization of the STICS crop model, second edition, in: ICROP2020 Symposium - Crop Modelling for The Future, Book of Abstracts - XIIth Stics Users Seminar. Montpellier, France, p. 73 p.
- Beaulieu, J.J., Tank, J.L., Hamilton, S.K., Wollheim, W.M., Hall, R.O., Mulholland, P.J., Peterson, B.J., Ashkenas, L.R., Cooper, L.W., Dahm, C.N., Dodds, W.K., Grimm, N.B., Johnson, S.L., McDowell, W.H., Poole, G.C., Valett, H.M., Arango, C.P., Bernot, M.J., Burgin, A.J., Crenshaw, C.L., Helton, A.M., Johnson, L.T., O’Brien, J.M., Potter, J.D., Sheibley, R.W., Sobota, D.J., Thomas, S.M., 2011. Nitrous oxide emission from denitrification in stream and river networks. PNAS 108, 214–219. <https://doi.org/10.1073/pnas.1011464108>
- Belmar, O., Bruno, D., Martínez-Capel, F., Barquin, J., Velasco, J., 2013. Effects of flow regime alteration on fluvial habitats and riparian quality in a semiarid Mediterranean basin. Ecological Indicators 30, 52–64. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.042>
- Belmar, O., Ibáñez, C., Forner, A., Caiola, N., 2019. The Influence of Flow Regime on Ecological Quality, Bird Diversity, and Shellfish Fisheries in a Lowland Mediterranean River and Its Coastal Area. Water 11, 918. <https://doi.org/10.3390/w11050918>
- Bensaude-Vincent, B., 2010. Splendeur et décadence de la vulgarisation scientifique. Questions de communication 19–32. <https://doi.org/10.4000/questionsdecommunication.368>
- Bernard-Jannin, L., Sun, X., Teissier, S., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.-M., 2015. Spatio-temporal analysis of factors controlling nitrate dynamics and potential denitrification hot spots and hot moments in groundwater of an alluvial floodplain. Ecological Engineering. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.031>
- Beven, K., 1993. Prophecy, reality and uncertainty in distributed hydrological modelling. Advances in Water Resources 16, 41–51. [https://doi.org/10.1016/0309-1708\(93\)90028-E](https://doi.org/10.1016/0309-1708(93)90028-E)
- Beven, K., 1989. Changing ideas in hydrology — The case of physically-based models. Journal of Hydrology 105, 157–172. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(89\)90101-7](https://doi.org/10.1016/0022-1694(89)90101-7)

- Beven, K., Binley, A., 1992. The future of distributed models: Model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological Processes* 6, 279–298. <https://doi.org/10.1002/hyp.3360060305>
- Biancamaria, S., Mballo, M., Le Moigne, P., Sánchez Pérez, J.M., Espitalier-Noël, G., Grusson, Y., Cakir, R., Häfliger, V., Barathieu, F., Trasmonte, M., Boone, A., Martin, E., Sauvage, S., 2019. Total water storage variability from GRACE mission and hydrological models for a 50,000 km² temperate watershed: the Garonne River basin (France). *Journal of Hydrology: Regional Studies* 24, 100609. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100609>
- Bidois, J., 1999. Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquete de la qualite de l'eau experimentation et modelisation (thesis). <http://www.theses.fr. Rennes 1>.
- Billen et al., 2011. Chapter 13: Nitrogen flows from European regional watersheds to coastal marine waters, in: *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge.
- Billen, G., Garnier, J., Hanset, P., 1994. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER Model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia* 289, 119–137. <https://doi.org/10.1007/BF00007414>
- Billen, G., Garnier, J., Lassaletta, L., 2013. The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling nitrogen transfers at regional watershed and global scales. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 368. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0123>
- Billen, G., Garnier, J., Rousseau, V., 2005. Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years. *Hydrobiologia* 540, 47–67. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-7103-1>
- Billen, G., Ramarson, A., Thieu, V., Théry, S., Silvestre, M., Pasquier, C., Hénault, C., Garnier, J., 2018. Nitrate retention at the river–watershed interface: a new conceptual modeling approach. *Biogeochemistry* 139, 31–51. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0455-9>
- Binder, D., Sénépart, I., 2004. Derniers chasseurs et premiers paysans de Vaucluse. Mésolithique et Néolithique ancien: 7000-4700 av. J.-C. Vaucluse préhistorique, Le territoire, les hommes, les cultures et les sites 131–162.
- Birgand, F., Faucheu, C., Gruau, G., Augeard, B., Moatar, F., Bordenave, P., 2009. Uncertainties in assessing annual nitrate loads and concentration indicators. Part 1: Impact of sampling frequency and load estimation algorithms. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 53, 437–446.
- Blackmer, A.M. (Department of A., Bremner, J.M., 1978. Inhibitory effect of nitrate on reduction of N₂O to N₂ by soil microorganisms. *Soil Biology + Biochemistry* (UK).
- Bleam, W., 2017. Chapter 2 - Chemical Hydrology, in: Bleam, W. (Ed.), *Soil and Environmental Chemistry* (Second Edition). Academic Press, pp. 39–85. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804178-9.00002-1>
- Blöschl, G., Sivapalan, M., 1995. Scale issues in hydrological modelling: A review. *Hydrological Processes* 9, 251–290. <https://doi.org/10.1002/hyp.3360090305>
- Boithias, L., 2012. Modélisation des transferts de pesticides à l'échelle des bassins versants en période de crue (PhD Thesis).
- Boithias, L., Sauvage, S., Merlina, G., Jean, S., Probst, J.-L., Sánchez Pérez, J.M., 2014a. New insight into pesticide partition coefficient K_d for modelling pesticide fluvial transport: Application to an agricultural catchment in south-western France. *Chemosphere* 99, 134–142. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.050>
- Boithias, L., Srinivasan, R., Sauvage, S., Macary, F., Sánchez-Pérez, J.M., 2014b. Daily Nitrate Losses: Implication on Long-Term River Quality in an Intensive Agricultural Catchment of Southwestern France. *Journal of Environmental Quality* 43, 46–54. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0367>
- Bond, N.R., Burrows, R.M., Kennard, M.J., Bunn, S.E., 2019. Chapter 6 - Water Scarcity as a Driver of Multiple Stressor Effects, in: Sabater, S., Eloşegi, A., Ludwig, R. (Eds.), *Multiple Stressors in River Ecosystems*. Elsevier, pp. 111–129. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811713-2.00006-6>
- Bormann, H., 2006. Impact of spatial data resolution on simulated catchment water balances and model performance of the multi-scale TOPLATS model. *Hydrology and Earth System Sciences* 10, 165–179. <https://doi.org/10.5194/hess-10-165-2006>
- Box, G.E.P., Jenkins, G.M., Reinsel, G.C., Ljung, G.M., 2015. *Time Series Analysis: Forecasting and Control*. John Wiley & Sons.
- Braunschweig, F., Leitao, P.C., Fernandes, L., Pina, P., Neves, R., 2004. The object-oriented design of the integrated water modelling system MOHID. *Developments in Water Science* 55, 1079–1090. [https://doi.org/10.1016/S0167-5648\(04\)80126-6](https://doi.org/10.1016/S0167-5648(04)80126-6)
- Bravard, J.-P., Amoros, C., Pautou, G., 1986. Impact of Civil Engineering Works on the Successions of Communities in a Fluvial System: A Methodological and Predictive Approach Applied to a Section of the Upper Rhône River, France. *Oikos* 47, 92–111. <https://doi.org/10.2307/3565924>
- Brinson, M.M., Malvárez, A.I., 2002. Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental Conservation* 29, 115–133. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000085>
- Brown, Linfield C., Barnwell, T.O., 1987. The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Model. Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency.
- Brunner, P., Therrien, R., Renard, P., Simmons, C.T., Franssen, H.-J.H., 2017. Advances in understanding river-groundwater interactions. *Reviews of Geophysics* 55, 818–854. <https://doi.org/10.1002/2017RG000556>
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, Challenges of sustaining natural capital and ecosystem services 21, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>
- Burkhard, B., Santos-Martin, F., Nedkov, S., Maes, J., 2018. An operational framework for integrated Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES). *One Ecosystem* 3, e22831. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e22831>
- Burt, T.P., Matchett, L.S., Goulding, K.W.T., Webster, C.P., Haycock, N.E., 1999. Denitrification in riparian buffer zones: the role of floodplain hydrology. *Hydrological Processes* 13, 1451–1463. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199907\)13:10<1451::AID-HYP822>3.0.CO;2-W](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199907)13:10<1451::AID-HYP822>3.0.CO;2-W)

- Bussi, G., Janes, V., Whitehead, P.G., Dadson, S.J., Holman, I.P., 2017. Dynamic response of land use and river nutrient concentration to long-term climatic changes. *Science of The Total Environment* 590–591, 818–831. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.069>
- Büttner, G., Kosztra, B., 2014. Addendum to CLC2006 Technical Guidelines, Version 2, EEA.
- Caballero, Y., Voirin-Morel, S., Habets, F., Noilhan, J., LeMoigne, P., Lehenaff, A., Boone, A., 2007. Hydrological sensitivity of the Adour-Garonne river basin to climate change. *Water Resources Research* 43. <https://doi.org/10.1029/2005WR004192>
- Cakir, R., Raimonet, M., Sauvage, S., Paredes-Arquiola, J., Grusson, Y., Roset, L., Meaurio, M., Navarro, E., Sevilla-Callejo, M., Lechuga-Crespo, J.L., Gomiz Pascual, J.J., Bodoque, J.M., Sánchez-Pérez, J.M., 2020a. Hydrological Alteration Index as an Indicator of the Calibration Complexity of Water Quantity and Quality Modeling in the Context of Global Change. *Water* 12, 115. <https://doi.org/10.3390/w12010115>
- Cakir, R., Sauvage, S., Gerino, M., Sánchez Pérez, J.M., 2017a. Modelling nitrate in-stream retention using SWAT model and STATISTICAL model at watershed scale : the case of the Garonne watershed (France)".
- Cakir, R., Sauvage, S., Gerino, M., Sánchez-Pérez, J.-M., 2017b. Modeling nitrate retention from hydromorphological unit to the river network at watershed scale : the case of the Garonne watershed (France).
- Cakir, R., Sauvage, S., Gerino, M., Volk, M., Sánchez-Pérez, J.M., 2020b. Assessment of ecological function indicators related to nitrate under multiple human stressors in a large watershed. *Ecological Indicators* 111, 106016. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106016>
- Camargo, J., Alonso, A., Salamanca, A., 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* 58, 1255–1267. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.044>
- Campardon, M., Loubier, S., Morardet, S., 2012. The current situation of irrigation in France and its evolutions since 2000 - Rapport final convention BSE - IRSTEA 2011-2012. GEUSI.
- Campbell, C.A., Biederbeck, V.O., Zentner, R.P., Lafond, G.P., 1991. Effect of crop rotations and cultural practices on soil organic matter, microbial biomass and respiration in a thin Black Chernozem. *Can. J. Soil. Sci.* 71, 363–376. <https://doi.org/10.4141/cjss91-035>
- Canada, 1991. Estimates: Environment Canada. Supply and Services Canada.
- Canada, E., 1996. L'approche écosystémique: au-delà de la rhétorique. Ottawa, Canada.
- Canobbio, S., Mezzanotte, V., Sanfilippo, U., Benvenuto, F., 2009. Effect of Multiple Stressors on Water Quality and Macroinvertebrate Assemblages in an Effluent-Dominated Stream. *Water Air Soil Pollut* 198, 359–371. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9851-4>
- Capdeville, C., 2018. Evaluation des capacités de résistance et de résilience de l'écosystème mangrove en réponse à des apports d'eaux usées domestiques prétraitées (phd). Université de Toulouse, Université Toulouse III - Paul Sabatier.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Carle, J., Holmgren, P., 2003. Definitions Related to Planted Forests (The Forest Resources Assessment Programme). Forest Resources Development Service, FAO of United Nations.
- Cartalade, D., Court, E., Gerbault, A., Parais, F., Parmentier, E., Rocard, A., Usseglio-Polatera, P., Regnier, C., Roth, B., 2017. Note relative à l'harmonisation des listes faunistiques pour le calcul de l'indice MPCE (A+B) et de l'indice MGCE 12 prélèvements.
- Caubel, V., 2001. Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur le transfert d'eau et de nitrate (thesis). [http://www.theses.fr. École nationale supérieure agronomique de Rennes \(1961-2004\).](http://www.theses.fr. École nationale supérieure agronomique de Rennes (1961-2004).)
- Cazcarro, I., Hoekstra, A.Y., Sánchez Chóliz, J., 2014. The water footprint of tourism in Spain. *Tourism Management* 40, 90–101. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2013.05.010>
- Cemagref, 2004. Barrages et développement durable en France. Synthèses, débats, rapports généraux. Ingénieries.
- Cerro, I., Antigüedad, I., Srinivasan, R., Sauvage, S., Volk, M., Sanchez-Perez, J.M., 2014. Simulating land management options to reduce nitrate pollution in an agricultural watershed dominated by an alluvial aquifer. *J. Environ. Qual.* 43, 67–74. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0393>
- Chanson, H., 2004. The Hydraulics of Open Channel Flow: An Introduction : Basic Principles, Sediment Motion, Hydraulic Modelling, Desin of Hydraulic Structures, 2nd edition. ed. Butterworth-Heinemann Ltd, Amsterdam.
- Chapin Iii, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavoirel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Díaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242. <https://doi.org/10.1038/35012241>
- Charbonneau, R., Fortin, J.P., Morin, G., 1977. CEQUEAU model: description and examples of its use in problems related to water resource management. *Bulletin*.
- Charles, H., Dukes, J.S., 2007. Impacts of Invasive Species on Ecosystem Services, in: Nentwig, W. (Ed.), *Biological Invasions, Ecological Studies*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 217–237. https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2_13
- Chauvet, E., Jean-Louis, A.-M., 1988. Production de litière de la ripisylve de la Garonne et apport au fleuve. *Acta Oecologica, Oecologia Generalis* 9, 265–279.
- Chorley, R.J., 1962. *Geomorphology and General Systems Theory* 14.
- Christian Refsgaard, J., Storm, B., Clausen, T., 2010. Système Hydrologique Européen (SHE): review and perspectives after 30 years development in distributed physically-based hydrological modelling. *Hydrology Research* 41, 355–377. <https://doi.org/10.2166/nh.2010.009>
- Circulaire TREL1919814J, 2020. Instruction du Gouvernement du 5 février 2020 relative à la protection des ressources en eau des captages prioritaires utilisés pour la production d'eau destinée à la consommation humaine.
- Clarke-Sather, A., Crow-Miller, B., Banister, J.M., Thomas, K.A., Norman, E.S., Stephenson, S.R., 2017. The Shifting Geopolitics of Water in the Anthropocene. *Geopolitics* 22, 332–359. <https://doi.org/10.1080/14650045.2017.1282279>

- Clec'h, S.L., Oszwald, J., Decaens, T., Desjardins, T., Dufour, S., Grimaldi, M., Jegou, N., Lavelle, P., 2016. Mapping multiple ecosystem services indicators: Toward an objective-oriented approach. *Ecological Indicators* 69, 508–521. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.021>
- Code de l'environnement - Article L213-2, 2007. , Code de l'environnement.
- Collings, D., 2014. *Stolen Future, Broken Present : The Human Significance of Climate Change*. Open Humanities Press.
- Colombo, C., Palumbo, G., Sellitto, V.M., Di Iorio, E., Castrignanò, A., Stelluti, M., 2015. The effects of land use and landscape on soil nitrate availability in Southern Italy (Molise region). *Geoderma* 239–240, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.09.017>
- Commissariat Général au Développement Durable, 2010. Etudes & Documents n°20 - Données de synthèse sur la biodiversité (RéférenceS No. 20), Etudes et Documents. Observation et Statistique.
- Commission européenne, Centre commun de recherche, Institut de l'environnement durable (Commission européenne. Centre commun de recherche), Soil and Waste Unit, European Soil Bureau Network, 2005. *Soil atlas of Europe*.
- Compton, J.E., Harrison, J.A., Dennis, R.L., Greaver, T.L., Hill, B.H., Jordan, S.J., Walker, H., Campbell, H.V., 2011. Ecosystem services altered by human changes in the nitrogen cycle: a new perspective for US decision making. *Ecology Letters* 14, 804–815. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01631.x>
- Conaway, G.L., Garen, D.C., Wood-ward, D.E., Hoeft, C.C., 2009. Chapter 20 - Watershed Yield, in: *National Engineering Handbook Hydrology Chapters | NRCS, NEH Part 630*. United States Department of Agriculture, United States, p. 29.
- Conseil des ministres, 2004. Conseil des ministres du 03 janvier 2014 | Portail du Gouvernement [WWW Document]. URL <http://archives.gouvernement.fr/ayrault/gouvernement/conseil-des-ministres-du-03janvier2014.html> (accessed 7.29.19).
- Cord, A.F., Bartkowski, B., Beckmann, M., Dittrich, A., Hermans, K., Kaim, A., Lienhoop, N., Locher-Krause, K., Priess, J., Schröter-Schlaack, C., Schwarz, N., Seppelt, R., Strauch, M., Václavík, T., Volk, M., 2017. Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies : Main concepts, methods and the road ahead. *Ecosystem Services* 28, 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.012>
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Couvet, D., Sartre, X.A. de, Balian, E., Tichit, M., 2016. *Services écosystémiques : des compromis aux synergies*. Editions Quæ.
- Couvet, Denis, Teyssède, A., 2010. *Écologie et biodiversité | Belin Education, Belin Education*. ed, Hors collection. 03/06/2010.
- Craig, L., Bahr, J.M., Roden, E.E., 2010. Localized zones of denitrification in a floodplain aquifer in southern Wisconsin, USA. *Hydrogeol J* 18, 1867–1879. <https://doi.org/10.1007/s10040-010-0665-2>
- Crawford, N.M., Glass, A.D.M., 1998. Molecular and physiological aspects of nitrate uptake in plants. *Trends in Plant Science* 3, 389–395. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(98\)01311-9](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(98)01311-9)
- Crutzen, P.J., 2006. The “Anthropocene,” in: Ehlers, E., Krafft, T. (Eds.), *Earth System Science in the Anthropocene*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 13–18. https://doi.org/10.1007/3-540-26590-2_3
- Cunge, J.A., 1969. On The Subject Of A Flood Propagation Computation Method (Muskingum Method). *Journal of Hydraulic Research* 7, 205–230. <https://doi.org/10.1080/00221686909500264>
- Dai, L., Vorselen, D., Korolev, K.S., Gore, J., 2012. Generic Indicators for Loss of Resilience Before a Tipping Point Leading to Population Collapse. *Science* 336, 1175–1177. <https://doi.org/10.1126/science.1219805>
- Daniel, T.C., Sharpley, A.N., Lemunyon, J.L., 1998. Agricultural Phosphorus and Eutrophication: A Symposium Overview. *Journal of Environmental Quality* 27, 251–257. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020002x>
- Datry, T., Dole-Olivier, M.J., Marmonier, P., Claret, C., Perrin, J.F., Lafont, M., Breil, P., 2008. La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux et la restauration des cours d'eau. *Ingénieries - E A T* 3–18.
- Datry, T., Larned, S.T., Tockner, K., 2014. Intermittent Rivers: A Challenge for Freshwater Ecology. *BioScience* 64, 229–235. <https://doi.org/10.1093/biosci/bit027>
- Dausse, A., Mérot, P., 2014. Cycle et abatement de l'azote dans les zones humides.
- Dawson, C., Abrahart, R.J., Shamseldin, A.Y., Wilby, R., 2006. Flood estimation at ungauged sites using artificial neural networks.
- de Dios, L.G., Boix, M., Sauvage, S., Touche, I., Cakir, R., Montastruc, L., Perez, J.M.S., 2018. Multiobjective optimization of eco-industrial parks: evaluation of environmental impacts at the watershed scale, in: Friedl, A., Klemeš, J.J., Radl, S., Varbanov, P.S., Wallek, T. (Eds.), *Computer Aided Chemical Engineering, 28 European Symposium on Computer Aided Process Engineering*. Elsevier, pp. 67–72. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64235-6.50014-0>
- De Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P., van Beukering, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
- Decamps, H., 2002. Du bon usage des ripisylves. *La Houille Blanche* 49–53. <https://doi.org/10.1051/lhb/2002042>
- Décision (UE) 2017/848 de la Commission du 17 mai 2017 établissant des critères et des normes méthodologiques applicables au bon état écologique des eaux marines ainsi que des spécifications et des méthodes normalisées de surveillance et d'évaluation, et abrogeant la directive 2010/477/UE (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE.), 2017. , OJ L.
- Deng, X., Li, Z., Gibson, J., 2016. A review on trade-off analysis of ecosystem services for sustainable land-use management. *J. Geogr. Sci.* 26, 953–968. <https://doi.org/10.1007/s11442-016-1309-9>

- Derksen, D., Inglada, J., Michel, J., 2020. Geometry Aware Evaluation of Handcrafted Superpixel-Based Features and Convolutional Neural Networks for Land Cover Mapping Using Satellite Imagery. *Remote Sensing* 12, 513. <https://doi.org/10.3390/rs12030513>
- Descy et al., J.-P., 2009. Chapter 5: Continental Atlantic Rivers, in: *Rivers of Europe*. London, UK, pp. 151–198.
- Diamantini, E., Lutz, S.R., Mallucci, S., Majone, B., Merz, R., Bellin, A., 2018. Driver detection of water quality trends in three large European river basins. *Science of The Total Environment* 612, 49–62. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.172>
- Diderot, D., 1780. *Encyclopédie: ou dictionnaire raisonné des sciences, des arts et des métiers*.
- Directive Nitrates, 1991. Directive 91/676/CEE du Conseil, du 12 décembre 1991, concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles, 375.
- Dodla, S.K., Wang, J.J., DeLaune, R.D., Cook, R.L., 2008. Denitrification potential and its relation to organic carbon quality in three coastal wetland soils. *Sci. Total Environ.* 407, 471–480. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08.022>
- Doherty, E., Murphy, G., Hynes, S., Buckley, C., 2014. Valuing ecosystem services across water bodies: Results from a discrete choice experiment. *Ecosystem Services* 7, 89–97. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.003>
- Dojlido, J., Best, G.A. (Gerald A.), 1993. *Chemistry of water and water pollution*, Ellis Horwood series in water and wastewater technology. E. Horwood, New York.
- Döll, P., Kaspar, F., Lehner, B., 2003. global hydrological model for deriving water availability indicators: model tuning and validation. *Journal of hydrology*.
- Drummond, J.D., Bernal, S., von Schiller, D., Martí, E., 2016. Linking in-stream nutrient uptake to hydrologic retention in two headwater streams. *Freshwater Science* 35, 1176–1188. <https://doi.org/10.1086/688599>
- Ducharne, A., Baubion, C., Beaudoin, N., Benoit, M., Billen, G., Brisson, N., Garnier, J., Kieken, H., Lebonvallet, S., Ledoux, E., Mary, B., Mignolet, C., Poux, X., Sauboua, E., Schott, C., Théry, S., Viennot, P., 2007. Long term prospective of the Seine River system: confronting climatic and direct anthropogenic changes. *Sci. Total Environ.* 375, 292–311. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.011>
- Duchaufour, P., Faivre, P., Poulenard, J., Houot, S., Gury, M., 2018. *Introduction à la science du sol - 7e éd.: Sol, végétation, environnement*. Dunod.
- Duchène, P., 1990. Elimination de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités (FNDAE n°10) DUCHENE P. (No. 10), CEMAGREF groupement d'Antony. FNDAE, Paris, France.
- Dungan, P.J., 1990. *Wetland Conservation: A Review of Current Issues and Required Action*. IUCN.
- Dupeyrat, A., Agosta, C., Sauquet, E., Hendrickx, F., 2008. Sensibilité aux variations climatiques d'un bassin à forts enjeux - Le cas de la Garonne.
- Durbach, I.N., Stewart, T.J., 2012. Modeling uncertainty in multi-criteria decision analysis. *European Journal of Operational Research* 223, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2012.04.038>
- Dynesius, M., Nilsson, C., 1994. Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northern Third of the World. *Science* 266, 753–762. <https://doi.org/10.1126/science.266.5186.753>
- ECMWF, S.P., 2014. In IFS documentation CY40R1 Part IV: Physical Processes, in: ECMWF: Reading. UK, pp. 111–113.
- EEA, 2016. *Ecoregions for rivers and lakes [WWW Document]*. European Environment Agency. URL <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/ecoregions-for-rivers-and-lakes> (accessed 4.27.20).
- EEA Report, 2018a. *European waters -- Assessment of status and pressures 2018 [WWW Document]*. European Environment Agency. URL <https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-water> (accessed 3.22.19).
- EEA Report, 2018b. *Water use and environmental pressures*.
- EEA Report, 2013. *UWWTD data sources [WWW Document]*. European Environment Agency. URL <https://www.eea.europa.eu/themes/water/european-waters/water-use-and-environmental-pressures/uwwtd/uwwtd-data-sources> (accessed 11.27.18).
- Eliasson, J., 2015. The rising pressure of global water shortages. *Nature News* 517, 6. <https://doi.org/10.1038/517006a>
- Englund, O., Berndes, G., Cederberg, C., 2017. How to analyse ecosystem services in landscapes—A systematic review. *Ecological Indicators* 73, 492–504. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.009>
- Ensign, S.H., Doyle, M.W., 2006. Nutrient spiraling in streams and river networks. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 111. <https://doi.org/10.1029/2005JG000114>
- Ercin, A.E., Hoekstra, A.Y., 2014. Water footprint scenarios for 2050: a global analysis. *Environ Int* 64, 71–82. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.11.019>
- ESDAC, 2005. *Soil atlas of Europe*.
- Espitalier-Noël, G., Sanchez-Perez, J.-M., Grusson, Y., Ancil, F., Bardeau, M., Biancamaria, S., Gascoin, S., Cointe, P.L., Moigne, P.L., Mballo, M., Moussu, F., Martin, E., Sauvage, S., 2016. Contribution of remote sensing data to hydrological simulations: case of the Garonne catchment in the South-West of France. *International Congress on Environmental Modelling and Software*.
- Estrela, T., Pérez-Martin, M.A., Vargas, E., 2012. Impacts of climate change on water resources in Spain. *Hydrological Sciences Journal* 57, 1154–1167. <https://doi.org/10.1080/02626667.2012.702213>
- EU Surface Water Quality Framework Directive, 1976. Directive 76/160/CEE du Conseil, du 8 décembre 1975, concernant la qualité des eaux de baignade, 031.
- EU Water Framework Directive, 2000a. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, 327.
- EU Water Framework Directive, 2000b. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, 327.
- Eurostat, the Statistical Office of the European Union, 2019. *Water use by NUTS 2 regions - Eurostat [WWW Document]*. URL https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-datasets/-/env_watuse_r2 (accessed 5.14.19).
- Fabre, C., 2019. *Rôle des zones humides alluviales dans la régulation des flux de nitrates et de carbone organique vers les eaux de surface à l'échelle des bassins versants (These de doctorat)*. Toulouse, INPT.

- Fabre, C., Sauvage, S., Guilhen, J., Cakir, R., Gerino, M., Sánchez-Pérez, J.M., 2020. Daily denitrification rates in floodplains under contrasting pedo-climatic and anthropogenic contexts: modelling at the watershed scale. *Biogeochemistry*. <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00677-4>
- Falkenmark, M., Rockstrom, J., Rockström, J., 2004. *Balancing Water for Humans and Nature: The New Approach in Ecohydrology*. Earthscan.
- FAO, 2019. AQUASTAT database [WWW Document]. URL <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html?lang=en> (accessed 7.30.19).
- Farbotko, C., Stratford, E., Lazrus, H., 2016. Climate migrants and new identities? The geopolitics of embracing or rejecting mobility. *Social & Cultural Geography* 17, 533–552. <https://doi.org/10.1080/14649365.2015.1089589>
- Felipe-Lucia, M.R., Comín, F.A., 2015. Ecosystem services–biodiversity relationships depend on land use type in floodplain agroecosystems. *Land Use Policy* 46, 201–210. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.02.003>
- Felipe-Lucia, M.R., Comín, F.A., Escalera-Reyes, J., 2015a. A framework for the social valuation of ecosystem services. *Ambio* 44, 308–318. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0555-2>
- Felipe-Lucia, M.R., Martín-López, B., Lavorel, S., Berraquero-Díaz, L., Escalera-Reyes, J., Comín, F.A., 2015b. Ecosystem Services Flows: Why Stakeholders’ Power Relationships Matter. *PLOS ONE* 10, e0132232. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0132232>
- Ferrant, S., Oehler, F., Durand, P., Ruiz, L., Salmon-Monviola, J., Justes, E., Dugast, P., Probst, A., Probst, J.-L., Sanchez-Perez, J.-M., 2011. Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment: Comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modeling approaches. *Journal of Hydrology* 406, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.026>
- Fick, S.E., Hijmans, R.J., 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37, 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Fisher, J., Acreman, M.C., 2004. Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 8, 673–685.
- Flipo, N., Even, S., Poulin, M., Tusseau-Vuillemin, M.-H., Ameziane, T., Dauta, A., 2004. Biogeochemical modelling at the river scale: plankton and periphyton dynamics: Grand Morin case study, France. *Ecological Modelling* 176, 333–347. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.01.012>
- Fontvieille, D., Marmonier, P., Fauvet, G., Claret, C., 1996. Effet de l’augmentation du débit réservé du Rhône court-circuité sur les mécanisme d’autoépuration. Etude préliminaire : mesure de l’autoépuration à la valeur nominale du d ébit réservé de 10m3.s-1 (Rapport synthétique). Agence de l’eau RMC/GRETI, Université de Savoie.
- Francesconi, W., Srinivasan, R., Pérez-Miñana, E., Willcock, S.P., Quintero, M., 2016. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to model ecosystem services: A systematic review. *Journal of Hydrology* 535, 625–636. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.034>
- Fremier, A.K., Kiparsky, M., Gmur, S., Aycrigg, J., Craig, R.K., Svancara, L.K., Goble, D.D., Cosens, B., Davis, F.W., Scott, J.M., 2015. A riparian conservation network for ecological resilience. *Biological conservation* 191, 29–37. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.029>
- Friesen, J., Rodríguez-Sinobas, L., Barceló, D., 2018. *Advanced Tools for Integrated Water Resources Management*. Academic Press.
- Frischkorn, K.R., Haley, S.T., Dyhrman, S.T., 2018. Coordinated gene expression between *Trichodesmium* and its microbiome over day–night cycles in the North Pacific Subtropical Gyre. *ISME J* 12, 997–1007. <https://doi.org/10.1038/s41396-017-0041-5>
- Fu, B., Merritt, W.S., Croke, B.F.W., Weber, T.R., Jakeman, A.J., 2019. A review of catchment-scale water quality and erosion models and a synthesis of future prospects. *Environmental Modelling & Software* 114, 75–97. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.12.008>
- Fukuzawa, K., Shibata, H., Takagi, K., Nomura, M., Kurima, N., Fukazawa, T., Satoh, F., Sasa, K., 2006. Effects of clear-cutting on nitrogen leaching and fine root dynamics in a cool-temperate forested watershed in northern Japan. *Forest Ecology and Management* 225, 257–261. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.001>
- Gaillardet, J., Braud, I., Hankard, F., Anquetin, S., Bour, O., Dorfliger, N., Dreuz, J.R. de, Galle, S., Galy, C., Gogo, S., Gourcy, L., Habets, F., Laggoun, F., Longuevergne, L., Borgne, T.L., Naaim-Bouvet, F., Nord, G., Simonneaux, V., Six, D., Tallec, T., Valentin, C., Abril, G., Allemand, P., Arènes, A., Arfib, B., Arnaud, L., Arnaud, N., Arnaud, P., Audry, S., Comte, V.B., Batiot, C., Battais, A., Bellot, H., Bernard, E., Bertrand, C., Bessière, H., Binet, S., Bodin, J., Bodin, X., Boithias, L., Bouchez, J., Boudevillain, B., Moussa, I.B., Branger, F., Braun, J.J., Brunet, P., Caceres, B., Calmels, D., Cappelaere, B., Celle-Jeanton, H., Chabaux, F., Chalikhakis, K., Champollion, C., Copard, Y., Cotel, C., Davy, P., Deline, P., Delrieu, G., Demarty, J., Dessert, C., Dumont, M., Emblanch, C., Ezzahar, J., Estèves, M., Favier, V., Fauchaux, M., Filizola, N., Flammarion, P., Floury, P., Fovet, O., Fournier, M., Francez, A.J., Gandois, L., Gascuel, C., Gayer, E., Genthon, C., Gérard, M.F., Gilbert, D., Gouttevin, I., Grippa, M., Gruau, G., Jardani, A., Jeanneau, L., Join, J.L., Jourde, H., Karbou, F., Labat, D., Lagadeuc, Y., Lajeunesse, E., Lastennet, R., Lavado, W., Lawin, E., Lebel, T., Bouteiller, C.L., Legout, C., Lejeune, Y., Meur, E.L., Moigne, N.L., Lions, J., Lucas, A., Malet, J.P., Marais-Sicre, C., Maréchal, J.C., Marlin, C., Martin, P., Martins, J., Martinez, J.M., Massei, N., Mauclerc, A., Mazzilli, N., Molénat, J., Moreira-Turcq, P., Mougin, E., Morin, S., Ngoupayou, J.N., Panthou, G., Peugeot, C., Picard, G., Pierret, M.C., Porel, G., Probst, A., Probst, J.L., Rabatel, A., Raclot, D., Ravanel, L., Rejiba, F., René, P., Ribolzi, O., Riotte, J., Rivière, A., Robain, H., Ruiz, L., Sanchez-Perez, J.M., Santini, W., Sauvage, S., Schoeneich, P., Seidel, J.L., Sekhar, M., Sengtaheuanghoung, O., Silvera, N., Steinmann, M., Soruco, A., Tallec, G., Thibert, E., Lao, D.V., Vincent, C., Viville, D., Wagnon, P., Zitouna, R., 2018. OZCAR: The French Network of Critical Zone Observatories. *Vadose Zone Journal* 17, 180067. <https://doi.org/10.2136/vzj2018.04.0067>
- Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erismann, J.W., Bekunda, M., Cai, Z., Frenay, J.R., Martinelli, L.A., Seitzinger, S.P., Sutton, M.A., 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320, 889–892. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>

- Gao, Y., Vogel, R.M., Kroll, C.N., Poff, N.L., Olden, J.D., 2009. Development of representative indicators of hydrologic alteration. *Journal of Hydrology* 374, 136–147. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.009>
- García-ruiz, Pattinson, Whitton, 1998. Denitrification in river sediments: relationship between process rate and properties of water and sediment. *Freshwater Biology* 39, 467–476. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00295.x>
- Garfi, M., Ferrer-Martí, L., Bonoli, A., Tondelli, S., 2011. Multi-criteria analysis for improving strategic environmental assessment of water programmes. A case study in semi-arid region of Brazil. *Journal of Environmental Management* 92, 665–675. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.007>
- Garguet-Duport, B., Girel, J., 1995. ECOLOGIE DU PAYSAGE ET TELEDETECTION DES MILIEUX ALLUVIAUX. *Rev. Ecol. Alp, Grenoble III*, 67–81.
- Garnier, J., Billen, G., 2007. Production vs. Respiration in river systems: An indicator of an “ecological status.” *Science of The Total Environment* 375, 110–124. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.006>
- Garnier, J., D’Ayguesvives, A., Conley, D., Billen, G., Pinault, S., Desruelles, M., 2002. Dynamique de la silice dans le réseau hydrographique de la Seine. Rôle sur l’eutrophisation. (Fonctionnement écologiques et Paysages No. Piren 16). UPMC.
- Gassman, P., Reyes, M., Green, C., Arnold, J., 2007. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. *Transactions of the ASABE* 1211–1250. <https://doi.org/10.13031/2013.23637>
- Gassman, P.W., Sadeghi, A.M., Srinivasan, R., 2014. Applications of the SWAT Model Special Section: Overview and Insights. *Journal of Environmental Quality* 43, 1–8. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.11.0466>
- Gaud, W.S., 1968. The Green Revolution: Accomplishments and Apprehensions.
- Gemenne, F., Barnett, J., Adger, W.N., Dabelko, G.D., 2014. Climate and security: evidence, emerging risks, and a new agenda. *Climatic Change* 123, 1–9. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1074-7>
- George H. Hargreaves, Zohrab A. Samani, 1985. Reference Crop Evapotranspiration from Temperature. *Applied Engineering in Agriculture* 1, 96–99. <https://doi.org/10.13031/2013.26773>
- Gesch, D., Farr, T., Slater, J., Muller, J.-P., Cook, S., 2006. New products from the shuttle radar topography mission. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 87, 174–174. <https://doi.org/10.1029/2006EO180003>
- Gilmore, E.C., Rogers, J.S., 1958. Heat Units as a Method of Measuring Maturity in Corn 1. *Agronomy Journal* 50, 611–615. <https://doi.org/10.2134/agronj1958.00021962005000100014x>
- Gjerløv, C., Hildrew, A.G., Jones, J.I., 2003. Mobility of stream invertebrates in relation to disturbance and refugia: a test of habitat templet theory. *Journal of the North American Benthological Society* 22, 207–223. <https://doi.org/10.2307/1467993>
- Gleizes, C., 1987. Evaluation des teneurs en nitrates des eaux superficielles et profondes quels risques?, in: *La Pollution Des Eaux Par Les Pesticides et Par Les Nitrates*. INA, pp. 249–261.
- Glibert, P.M., Hinkle, D.C., Sturgis, B., Jesien, R.V., 2014. Eutrophication of a Maryland/Virginia Coastal Lagoon: a Tipping Point, Ecosystem Changes, and Potential Causes. *Estuaries and Coasts* 37, 128–146. <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9630-3>
- Gnouma, R., 2006. Aide à la calibration d’un modèle hydrologique distribué au moyen d’une analyse des processus hydrologiques : application au bassin versant de l’Yzeron. INSA Lyon, Lyon, FRANCE.
- Goldman, A.E., Graham, E.B., Crump, A.R., Kennedy, D.W., Romero, E.B., Anderson, C.G., Dana, K.L., Resch, C.T., Fredrickson, J.K., Stegen, J.C., 2017. Carbon cycling at the aquatic-terrestrial interface is linked to parafluvial hyporheic zone inundation history. *Biogeosciences Discuss.* 2017, 1–20. <https://doi.org/10.5194/bg-2017-28>
- Goldman, R.L., Tallis, H., 2009. A critical analysis of ecosystem services as a tool in conservation projects: the possible perils, the promises, and the partnerships. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1162, 63–78. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.04151.x>
- Goldstein, P.Z., 2001. Functional Ecosystems and Biodiversity Buzzwords. *Conservation Biology* 13, 247–255. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.013002247.x>
- Gómez-Baggethun, E., Ruiz-Pérez, M., 2011. Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography* 35, 613–628. <https://doi.org/10.1177/0309133311421708>
- González, M.Á.T., 2002. AGUA Y PLAN HIDROLÓGICO EN LA REGIÓN DE MURCIA |. *Papeles de Geografía* pp 185–206.
- González, S.O., Almeida, C.A., Calderón, M., Mallea, M.A., González, P., 2014. Assessment of the water self-purification capacity on a river affected by organic pollution: application of chemometrics in spatial and temporal variations. *Environ Sci Pollut Res* 21, 10583–10593. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3098-y>
- Gosling, S.N., Arnell, N.W., 2011. Simulating current global river runoff with a global hydrological model: model revisions, validation, and sensitivity analysis. *Hydrological Processes* 25, 1129–1145. <https://doi.org/10.1002/hyp.7727>
- Grayson, R.B., Blöschl, G., Western, A.W., McMahon, T.A., 2002. Advances in the use of observed spatial patterns of catchment hydrological response. *Advances in Water Resources* 25, 1313–1334. [https://doi.org/10.1016/S0309-1708\(02\)00060-X](https://doi.org/10.1016/S0309-1708(02)00060-X)
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., Marsily, G.D., 2008. Assessing nitrogen pressures on European surface water. *Global Biogeochemical Cycles* 22. <https://doi.org/10.1029/2007GB003085>
- Grizzetti, B., Lique, C., Antunes, P., Carvalho, L., Geamăna, N., Giucă, R., Leone, M., McConnell, S., Preda, E., Santos, R., Turkelboom, F., Vădineanu, A., Woods, H., 2016. Ecosystem services for water policy: Insights across Europe. *Environmental Science & Policy* 66, 179–190. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.09.006>
- Grizzetti, B., Passy, P., Billen, G., Bouraoui, F., Garnier, J., Lassaletta, L., 2015. The role of water nitrogen retention in integrated nutrient management: assessment in a large basin using different modelling approaches. *Environ. Res. Lett.* 10, 065008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/6/065008>
- Grizzetti, B., Pistocchi, A., Lique, C., Udias, A., Bouraoui, F., Bund, W. van de, 2017. Human pressures and ecological status of European rivers. *Scientific Reports* 7, 205. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-00324-3>
- Groffman, P.M., Law, N.L., Belt, K.T., Band, L.E., Fisher, G.T., 2004. Nitrogen Fluxes and Retention in Urban Watershed Ecosystems. *Ecosystems* 7, 393–403. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0039-x>

- Groffman, P.M., Tiedje, J.M., 1989. Denitrification in north temperate forest soils: Relationships between denitrification and environmental factors at the landscape scale. *Soil Biology and Biochemistry* 21, 621–626. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(89\)90054-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(89)90054-0)
- Grossmann, M., 2012. Economic value of the nutrient retention function of restored floodplain wetlands in the Elbe River basin. *Ecological Economics* 83, 108–117.
- Gruber, N., Galloway, J.N., 2008. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* 451, 293–296. <https://doi.org/10.1038/nature06592>
- Grusson, Y., 2016. Modélisation de l'évolution hydroclimatique des flux et stocks d'eau verte et d'eau bleue du bassin versant de la Garonne.
- Grusson, Y., Anctil, F., Sauvage, S., Sánchez Pérez, J.M., 2018. Coevolution of Hydrological Cycle Components under Climate Change: The Case of the Garonne River in France. *Water* 10, 1870. <https://doi.org/10.3390/w10121870>
- Gudmundsson, L., Tallaksen, L.M., Stahl, K., Clark, D.B., Dumont, E., Hagemann, S., Bertrand, N., Gerten, D., Heinke, J., Hanasaki, N., Voss, F., Koirala, S., 2011. Comparing Large-Scale Hydrological Model Simulations to Observed Runoff Percentiles in Europe. *J. Hydrometeor.* 13, 604–620. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-11-083.1>
- Guilhen, J., Bitar, A.A., Sauvage, S., Parrens, M., Martinez, J.-M., Abril, G., Moreira-Turcq, P., Sanchez-Pérez, J.-M., 2020. Denitrification, carbon and nitrogen emissions over the Amazonian wetlands. *Biogeosciences Discussions* 1–22. <https://doi.org/10.5194/bg-2020-3>
- Guiesse, M., Yken, E., Cambour, E., Rabot, E., Party, J.P., Muller, N., Vauthier, Q., Rigou, L., Collin, C., Bellier, Delaunoy, A., Revel, J.C., Toutain, B., Lehmann, S., Laroche, B., 2019. Référentiel Régional Pédologique harmonisé de l'ex région Midi-Pyrénées. CNRS/EcoLab, Chambre d'Agriculture du Tarn, MIDIVAL.
- Guitouni, A., Martel, J.-M., 1998. Tentative guidelines to help choosing an appropriate MCDA method. *European Journal of Operational Research* 109, 501–521. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(98\)00073-3](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(98)00073-3)
- Gupta, H.V., Kling, H., Yilmaz, K.K., Martinez, G.F., 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology* 377, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>
- Guy Gleyses, Thierry Rieu, 2004. L'irrigation en France: état des lieux 2000 et évolution. Editions Quae.
- Haag, D., Kaupenjohann, M., 2001. Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe: A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 86, 1–21. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00266-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00266-8)
- Haas, M.B., Guse, B., Pfannerstill, M., Fohrer, N., 2015. Detection of dominant nitrate processes in ecohydrological modeling with temporal parameter sensitivity analysis. *Ecological Modelling* 314, 62–72. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.07.009>
- Häggmark, L., Ivarsson, K.-I., Gollvik, S., Olofsson, P.-O., 2000. Mesan, an operational mesoscale analysis system. *Tellus A* 52, 2–20. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0870.2000.520102.x>
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2012. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4 (No. 4), The European Environment Agency. The University of Nottingham, Centre for Environmental Management.
- Hall, R.Jr.O., Baker, M.A., Arp, C.D., Koch, B.J., 2009. Hydrologic control of nitrogen removal, storage, and export in a mountain stream. *Limnol. Oceanogr.* 54, 2128–2142. <https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6.2128>
- Hansen, A., Peterson, J., Ellis, J., Sednek, G., Wilson, B., 2008. Terrestrial-Aquatic Linkages: Understanding the Flow of Energy and Nutrients across Ecosystem Boundaries 18.
- Hansen, A.T., Dolph, C.L., Foufoula-Georgiou, E., Finlay, J.C., 2018. Contribution of wetlands to nitrate removal at the watershed scale. *Nature Geoscience* 11, 127. <https://doi.org/10.1038/s41561-017-0056-6>
- Hansen, E.M., Djurhuus, J., 1996. Nitrate leaching as affected by long-term N fertilization on a coarse sand. *Soil Use and Management* 12, 199–204. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1996.tb00543.x>
- Hao, R., Yu, D., Liu, Yupeng, Liu, Yang, Qiao, J., Wang, X., Du, J., 2017. Impacts of changes in climate and landscape pattern on ecosystem services. *Science of The Total Environment* 579, 718–728. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.036>
- Harbaugh, A.W., McDonald, M.G., 1996. Programmer's documentation for MODFLOW-96, an update to the U.S. Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model (No. 96–486), Open-File Report. U.S. Geological Survey ; Branch of Information Services [distributor]. <https://doi.org/10.3133/ofr96486>
- Hargreaves George H., Allen Richard G., 2003. History and Evaluation of Hargreaves Evapotranspiration Equation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 129, 53–63. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2003\)129:1\(53\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2003)129:1(53))
- Harrison, M.D., Groffman, P.M., Mayer, P.M., Kaushal, S.S., Newcomer, T.A., 2011. Denitrification in alluvial wetlands in an urban landscape. *J. Environ. Qual.* 40, 634–646.
- Hefting, M., Clement, J.-C., Bienkowski, P., Dowrick, D., Guénat, C., Butturini, A., Topa, S., Pinay, G., Verhoeven, J.T.A., 2005. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecological Engineering* 24, 465–482. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.003>
- Hefting, M.M., Van Den Heuvel, R.N., Verhoeven, J.T.A., 2013. Wetlands in agricultural landscapes for nitrogen attenuation and biodiversity enhancement: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering* 56, 5–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.05.001>
- Heino, J., Louhi, P., Muotka, T., 2004. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. *Freshwater Biology* 49, 1230–1239. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01259.x>
- Hendrickx, F., Sauquet, E., 2013. Impact of warming climate on water management for the Ariège River basin (France). *Hydrological Sciences Journal* 58, 976–993. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.788790>
- Hengl, T., Jesus, J.M. de, MacMillan, R.A., Batjes, N.H., Heuvelink, G.B.M., Ribeiro, E., Samuel-Rosa, A., Kempen, B., Leenaars, J.G.B., Walsh, M.G., Gonzalez, M.R., 2014. SoilGrids1km — Global Soil Information Based on Automated Mapping. *PLOS ONE* 9, e105992. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105992>

- Herteman, M., 2010. Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte. (phdthesis). Université Paul Sabatier - Toulouse III.
- Hill, A.R., Devito, K.J., Campagnolo, S., Sanmugadas, K., 2000. Subsurface Denitrification in a Forest Riparian Zone: Interactions between Hydrology and Supplies of Nitrate and Organic Carbon. *Biogeochemistry* 51, 193–223.
- Hladysz, S., Watkins, S.C., Whitworth, K.L., Baldwin, D.S., 2011. Flows and hypoxic blackwater events in managed ephemeral river channels. *Journal of Hydrology* 401, 117–125. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.02.014>
- Holmes, R.M., Jones, J.B., Fisher, S.G., Grimm, N.B., 1996. Denitrification in a nitrogen-limited stream ecosystem. *Biogeochemistry* 33, 125–146. <https://doi.org/10.1007/BF02181035>
- Holmquist, J.G., Jones, J.R., Schmidt-Gengenbach, J., Pierotti, L.F., Love, J.P., 2011. Terrestrial and Aquatic Macroinvertebrate Assemblages as a Function of Wetland Type across a Mountain Landscape. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 43, 568–584. <https://doi.org/10.1657/1938-4246-43.4.568>
- Holzworth, D.P., Huth, N.I., deVoil, P.G., Zurcher, E.J., Herrmann, N.I., McLean, G., Chenu, K., van Oosterom, E.J., Snow, V., Murphy, C., Moore, A.D., Brown, H., Whish, J.P.M., Verrall, S., Fainges, J., Bell, L.W., Peake, A.S., Poulton, P.L., Hochman, Z., Thorburn, P.J., Gaydon, D.S., Dalgliesh, N.P., Rodriguez, D., Cox, H., Chapman, S., Doherty, A., Teixeira, E., Sharp, J., Cichota, R., Vogeler, I., Li, F.Y., Wang, E., Hammer, G.L., Robertson, M.J., Dimes, J.P., Whitbread, A.M., Hunt, J., van Rees, H., McClelland, T., Carberry, P.S., Hargreaves, J.N.G., MacLeod, N., McDonald, C., Harsdorf, J., Wedgwood, S., Keating, B.A., 2014. APSIM – Evolution towards a new generation of agricultural systems simulation. *Environmental Modelling & Software* 62, 327–350. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.07.009>
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A., 2005. Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: A Consensus of Current Knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3–35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>
- Hughner, R.S., McDonagh, P., Prothero, A., Shultz, C.J., Stanton, J., 2007. Who are organic food consumers? A compilation and review of why people purchase organic food. *Journal of Consumer Behaviour* 6, 94–110. <https://doi.org/10.1002/cb.210>
- Iglesias, A., Assimacopoulos, D., Lanen, H.A.J.V., 2018. Drought: Science and Policy. John Wiley & Sons.
- IGN, I.G.N., 2020. Tipos de régimen fluvial - España a Través de los Mapas [WWW Document]. Centro Nacional de Informacion Geografica. URL https://www.ign.es/espmapi/mapas_agua_bach/Hidro_Mapa_03.htm (accessed 5.2.20).
- IPCC, 2014. AR5 Synthesis Report: Climate Change 2014 — IPCC. URL <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/> (accessed 4.26.20).
- Iribar, A., Sánchez-Pérez, J.M., Lyautey, E., Garabétian, F., 2008. Differentiated free-living and sediment-attached bacterial community structure inside and outside denitrification hotspots in the river–groundwater interface. *Hydrobiologia* 598, 109–121. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9143-9>
- Izydorczyk, K., Piniewski, M., Krauze, K., Courseau, L., Czyż, P., Giełczewski, M., Kardel, I., Marcinkowski, P., Szuwart, M., Zalewski, M., Frączak, W., 2019. The ecohydrological approach, SWAT modelling, and multi-stakeholder engagement – A system solution to diffuse pollution in the Pilica basin, Poland. *Journal of Environmental Management* 248, 109329. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109329>
- Jacob, D.J., Mickley, L.J., 2017. Chapter 6: Geochemical Cycles. Harvard University.
- Jacobs, S., Wolfstein, K., Vandenbruwaene, W., Vrebo, D., Beauchard, O., Maris, T., Meire, P., 2015. Detecting ecosystem service trade-offs and synergies: A practice-oriented application in four industrialized estuaries. *Ecosystem Services* 16, 378–389. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.006>
- Jain, A.K., 2010. Data clustering: 50 years beyond K-means. *Pattern Recognition Letters*, Award winning papers from the 19th International Conference on Pattern Recognition (ICPR) 31, 651–666. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2009.09.011>
- Jantzi, H., Carozza, J.-M., Probst, J.-L., 5245, E.U., Toulouse, U. de, CNRS, Sabatier, U.P., Inp, T., l'Agrobiopole, A. de, Castanet-Tolosan, 31326, France, 2020. Les formes d'érosion en lit mineur rocheux : typologie, distribution spatiale et implications sur la dynamique du lit. Exemple à partir des seuils rocheux molassiques de la moyenne Garonne toulousaine (Sud-Ouest, France). *Géomorphologie: relief, processus, environnement* 26. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.14202>
- Jantzi, H., Carozza, J.-M., Probst, J.-L., Valette, P., 2017. Les extractions de granulats dans le lit mineur de la moyenne Garonne toulousaine durant la seconde moitié du xxe siècle. *Sud-Ouest Européen* 83–96.
- Jax, K., 2005. Function and “functioning” in ecology: what does it mean? *Oikos* 111, 641–648. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2005.13851.x>
- Jégo, G., Martínez, M., Antigüedad, I., Launay, M., Sanchez-Pérez, J.M., Justes, E., 2008. Evaluation of the impact of various agricultural practices on nitrate leaching under the root zone of potato and sugar beet using the STICS soil-crop model. *Sci. Total Environ.* 394, 207–221. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.01.021>
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Olesen, J.E., Audet, J., Søndergaard, M., Hoffmann, C.C., Andersen, H.E., Lauridsen, T.L., Liboriussen, L., Larsen, S.E., Beklioglu, M., Meerhoff, M., Özen, A., Özkan, K., 2011. Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia* 663, 1–21. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0547-6>
- Jeuffroy, M.-H., Casadebaig, P., Debaeke, P., Loyce, C., Meynard, J.-M., 2014. Agronomic model uses to predict cultivar performance in various environments and cropping systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 121–137. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0170-9>
- Jha, M., Gassman, P.W., Secchi, S., Gu, R., Arnold, J., 2004. Effect of Watershed Subdivision on Swat Flow, Sediment, and Nutrient Predictions. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 40, 811–825. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2004.tb04460.x>

- Jing, W., Zhao, X., Yao, L., Jiang, H., Xu, J., Yang, J., Li, Y., 2020. Variations in terrestrial water storage in the Lancang-Mekong river basin from GRACE solutions and land surface model. *Journal of Hydrology* 580, 124258. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124258>
- Jollivet, M., 2003. Le « projet d'établissement » du CNRS (février 2002) : un manifeste pour l'interdisciplinarité - Présentation. *Natures Sciences Sociétés* 11, 71–78. [https://doi.org/10.1016/S1240-1307\(03\)00008-6](https://doi.org/10.1016/S1240-1307(03)00008-6)
- Joly, D., Brossard, T., Cardot, H., Cavailles, J., Hilal, M., Wavresky, P., 2010. Les types de climats en France, une construction spatiale. *Cybergeo : European Journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.23155>
- Jouve, B., 2018. Réflexion synthétique sur l'interdisciplinarité au CNRS.
- Junior, R.F.V., Varandas, S.G.P., Fernandes, L.F.S., Pacheco, F. a. L., 2014. Environmental land use conflicts: A threat to soil conservation. *Land Use Policy* 41, 172–185. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.05.012>
- Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences* 106, 110–127.
- Kauffeldt, A., Halldin, S., Rodhe, A., Xu, C.-Y., Westerberg, I.K., 2013. Disinformative data in large-scale hydrological modelling. *Hydrology and Earth System Sciences* 17, 2845–2857. <https://doi.org/10.5194/hess-17-2845-2013>
- Kauffeldt, A., Wetterhall, F., Pappenberger, F., Salamon, P., Thielen, J., 2016. Technical review of large-scale hydrological models for implementation in operational flood forecasting schemes on continental level. *Environmental Modelling & Software* 75, 68–76. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.09.009>
- Kay, B.D., 1990. Rates of Change of Soil Structure Under Different Cropping Systems, in: Stewart, B.A. (Ed.), *Advances in Soil Science 12: Volume 12, Advances in Soil Science*. Springer, New York, NY, pp. 1–52. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-3316-9_1
- Khademikia, S., Rafiee, Z., Amin, M.M., Poursafa, P., Mansourian, M., Modaberi, A., 2013. Association of Nitrate, Nitrite, and Total Organic Carbon (TOC) in Drinking Water and Gastrointestinal Disease [WWW Document]. *Journal of Environmental and Public Health*. <https://doi.org/10.1155/2013/603468>
- Khalid, K., Ali, M.F., Rahman, N.F.A., Mispan, M.R., Haron, S.H., Othman, Z., Bachok, M.F., 2016. Sensitivity Analysis in Watershed Model Using SUFI-2 Algorithm. *Procedia Engineering, International Conference on Efficient & Sustainable Water Systems Management toward Worth Living Development, 2nd EWaS 2016* 162, 441–447. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.086>
- Khush, G.S., 2001. Green revolution: the way forward. *Nat Rev Genet* 2, 815–822. <https://doi.org/10.1038/35093585>
- Kim, J., Lim, K.J., Park, Y.S., 2018. Evaluation of Regression Models of LOADEST and Eight-Parameter Model for Nitrogen Load Estimations. *Water Air Soil Pollut* 229, 179. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3844-8>
- Kim, J.J., Comstock, J., Ryan, P., Heindel, C., Koenigsberger, S., 2016. Denitrification and dilution along fracture flowpaths influence the recovery of a bedrock aquifer from nitrate contamination. *Science of The Total Environment* 569–570, 450–468. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.091>
- Kinerson, R.S., Kittle, J.L., Duda, P.B., 2009. BASINS: Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources, in: Marcomini, A., Suter II, G.W., Critto, A. (Eds.), *Decision Support Systems for Risk-Based Management of Contaminated Sites*. Springer US, Boston, MA, pp. 1–24. https://doi.org/10.1007/978-0-387-09722-0_18
- King, J., Brown, C., 2010. Integrated basin flow assessments: concepts and method development in Africa and South-east Asia. *Freshwater Biology* 55, 127–146. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02316.x>
- King, J.R., Brown, C., Sabet, H.K., 2003. A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers. <https://doi.org/10.1002/rra.709>
- Kl, W., Ic, M., Rjk, M., 1991. Seasonal variation in denitrification in a clay soil under a cultivated crop and a permanent pasture. *Soil Biol Biochem* 23, 629–635. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(91\)90075-u](https://doi.org/10.1016/0038-0717(91)90075-u)
- Kling, H., Fuchs, M., Paulin, M., 2012. Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. *Journal of Hydrology* 424–425, 264–277. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.011>
- Knoben, W.J.M., Freer, J.E., Woods, R.A., 2019. Technical note: Inherent benchmark or not? Comparing Nash-Sutcliffe and Kling-Gupta efficiency scores. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 1–7. <https://doi.org/10.5194/hess-2019-327>
- Kolka, R.K., Grigal, D.F., Verry, E.S., Nater, E.A., 1999. Mercury and Organic Carbon Relationships in Streams Draining Forested Upland/Peatland Watersheds. *Journal of Environmental Quality* 28: 766–775 28.
- Krause, P., Boyle, D.P., Båse, F., 2005. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment, in: *Advances in Geosciences. Presented at the Proceedings of the 8th Workshop for Large Scale Hydrological Modelling - Oppurg 2004 - 8th workshop for Large-scale hydrological modelling, Oppurg, Germany, 11–13 November 2004, Copernicus GmbH*, pp. 89–97. <https://doi.org/10.5194/adgeo-5-89-2005>
- Kronvang, B., Behrendt, H., Andersen, H.E., Arheimer, B., Barr, A., Borgvang, S.A., Bouraoui, F., Granlund, K., Grizzetti, B., Groenendijk, P., Schwaiger, E., Hejzlar, J., Hoffmann, L., Johnsson, H., Panagopoulos, Y., Porto, A.L., Reisser, H., Schoumans, O., Anthony, S., Silgram, M., Venohr, M., Larsen, S.E., 2009. Ensemble modelling of nutrient loads and nutrient load partitioning in 17 European catchments. *J. Environ. Monit.* 11, 572–583. <https://doi.org/10.1039/B900101H>
- Kronvang, B., Jeppesen, E., Conley, D.J., Søndergaard, M., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Carstensen, J., 2004. Nutrient pressures and ecological responses to nutrient loading reductions in Danish streams, lakes and coastal waters. *Journal of Hydrology* 304, 274–288.
- Kronzucker, H.J., Kirk, G.J.D., Siddiqi, M.Y., Glass, A.D.M., 1998. Effects of Hypoxia on 13NH4 +Fluxes in Rice Roots: Kinetics and Compartmental Analysis. *Plant Physiology* 116, 581–587. <https://doi.org/10.1104/pp.116.2.581>
- Krysanova, V., Müller-Wohlfeil, D.-I., Becker, A., 1998. Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological Modelling* 106, 261–289. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(97\)00204-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(97)00204-4)
- Laizé, C.L.R., Acreman, M.C., Schneider, C., Dunbar, M.J., Houghton-Carr, H.A., Flörke, M., Hannah, D.M., 2014. Projected Flow Alteration and Ecological Risk for Pan-European Rivers. *River Research and Applications* 30, 299–314. <https://doi.org/10.1002/rra.2645>

- Lal, R., Stewart, B.A., 2018. Soil Nitrogen Uses and Environmental Impacts. CRC Press.
- Lamarque, P., Quétier, F., Lavorel, S., 2011. The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *C. R. Biol.* 334, 441–449. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2010.11.007>
- Landelius, T., Dahlgren, P., Gollvik, S., Jansson, A., Olsson, E., 2016. A high-resolution regional reanalysis for Europe. Part 2: 2D analysis of surface temperature, precipitation and wind. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 142, 2132–2142. <https://doi.org/10.1002/qj.2813>
- Landerer, F.W., Swenson, S.C., 2012. Accuracy of scaled GRACE terrestrial water storage estimates. *Water Resources Research* 48. <https://doi.org/10.1029/2011WR011453>
- Larson, D.M., Dodds, W.K., Veatch, A.M., 2019. Removal of Woody Riparian Vegetation Substantially Altered a Stream Ecosystem in an Otherwise Undisturbed Grassland Watershed. *Ecosystems* 22, 64–76. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0252-2>
- Lashof, D.A., Ahuja, D.R., 1990. Relative contributions of greenhouse gas emissions to global warming. *Nature* 344, 529–531. <https://doi.org/10.1038/344529a0>
- Lassaletta, L., Romero, E., Billen, G., Garnier, J., García-Gómez, H., Rovira, J.V., 2012. Spatialized N budgets in a large agricultural Mediterranean watershed: high loading and low transfer. *Biogeosciences* 9, 57–70. <https://doi.org/10.5194/bg-9-57-2012>
- Le Pichon, C., Gorges, G., Baudry, J., Boussard, H., Goreaud, F., Faure, T., Boët, P., 2007. Méthodes et outils d'analyse spatiale des habitats des poissons en contexte fluvial anthropisé. *Ingénieries - E A T* 21–33.
- Le Roux, G., Hansson, S.V., Claustres, A., 2016. Inorganic Chemistry in the Mountain Critical Zone : Are the mountain water towers of contemporary society under threat by trace contaminants ?, in: Greenwood, G.B., Shroder, J.F. (Eds.), *Mountain Ice and Water - Investigations of the Hydrologic Cycle in Alpine Environments*. Elsevier, pp. 131–154.
- Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E., Aragüés, R., 2010. Irrigation modernization and water conservation in Spain: The case of Riegos del Alto Aragón. *Agricultural Water Management* 97, 1663–1675. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.05.023>
- Lecoquierre, B., 2007. La mise en perspective historique du paysage -Le paysage dans l'estuaire de la Seine -GIP Seine-Aval.
- Leguédou, S., Party, J.-P., Dupouey, J.-L., Gauquelin, T., Gégout, J.-C., Lecareux, C., Badeau, V., Probst, A., 2011. La carte de végétation du CNRS à l'ère du numérique. La base de données géographique de la végétation de la France. Couverture vectorielle harmonisée à 1/1 000 000 et scan géoréférencé à 1/200 000. *Cybergeo : European Journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.24688>
- Lemoine, J., Bourgogne, S., Biancale, R., Bruinsma, S., Gégout, P., 2016. CNES/GRGS solutions - focus on the inversion process.
- Lepistö, A., Kenttämies, K., Rekolainen, S., 2001. Modeling Combined Effects of Forestry, Agriculture and Deposition on Nitrogen Export in a Northern River Basin in Finland. *ambi* 30, 338–348. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-30.6.338>
- Lévêque, C., 2019. La mémoire des fleuves et des rivières - Lévêque. Ulmer.
- Lévêque, C., 2016. Quelles rivières pour demain ? : Réflexions sur l'écologie et la restauration des cours d'eau. Quae.
- Lévêque, C., Muxart, T., Abbadie, L., Weill, A., Van der Leeuw, S., 2003. L'anthroposystème : entité structurelle et fonctionnelle des interactions sociétés-milieus, in: Lévêque, C., Van der Leeuw, S., Reynier, I. (Eds.), *Quelles natures voulons-nous ? : pour une approche socio-écologique du champ de l'environnement*, Environnement. Elsevier, Paris, pp. 110–129.
- Levin, L.A., Mehling, A.S., 2015. Optimization of bioretention systems through application of ecological theory. *WIREs Water* 2, 259–270. <https://doi.org/10.1002/wat2.1072>
- Lévy-Leblond, J.-M., 2009. La Vitesse de l'ombre. Aux limites de la science: Aux limites de la science. Le Seuil.
- Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional., 2001. , BOE-A-2001-13042.
- Lindström, G., Pers, C., Rosberg, J., Strömqvist, J., Arheimer, B., 2010. Development and testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) water quality model for different spatial scales. *Hydrology Research* 41, 295–319. <https://doi.org/10.2166/nh.2010.007>
- Little, K.W., Williams, R.E., 1992. Least-Squares Calibration of QUAL2E. *Water Environment Research* 64, 179–185.
- Liu, Y., Dedieu, K., Sánchez-Pérez, J.-M., Montuelle, B., Buffan-Dubau, E., Julien, F., Azémar, F., Sauvage, S., Marmonier, P., Yao, J., Vervier, P., Gerino, M., 2017. Role of biodiversity in the biogeochemical processes at the water-sediment interface of macroporous river bed: An experimental approach. *Ecological Engineering, Wetlands and buffer zones in watershed management* 103, Part B, 385–393. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.049>
- Loi n° 64-1245 du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution - Article 13, n.d.
- LOI n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau, 1992. , 92-3.
- Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques, 2006.
- LOI n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages - Article 118, 2016. , 2016-1087.
- Lomnický, G.A., Herlihy, A.T., Kaufmann, P.R., 2019. Quantifying the extent of human disturbance activities and anthropogenic stressors in wetlands across the conterminous United States: results from the National Wetland Condition Assessment. *Environ Monit Assess* 191, 324. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7314-6>
- Longley, P.A., Goodchild, M.F., Maguire, D.J., Rhind, D.W., 2005. *Geographic Information Systems and Science*. John Wiley & Sons.
- Loomis, B.D., Luthcke, S.B., 2014. Optimized signal denoising and adaptive estimation of seasonal timing and mass balance from simulated grace-like regional mass variations. *Adv. Adapt. Data Anal.* 06, 1450003. <https://doi.org/10.1142/S1793536914500034>

- Loubier, S., Campardon, M., Morardet, S., 2013. L'irrigation diminue-t-elle en France ? Premiers enseignements du recensement agricole de 2010. *Sciences Eaux & Territoires* 12–19. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2013.11.04>
- Lu, B., Xu, Z., Li, J., Chai, X., 2018. Removal of water nutrients by different aquatic plant species: An alternative way to remediate polluted rural rivers. *Ecological Engineering* 110, 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.09.016>
- Lucas, L.L., Unterweger, M.P., 2000. Comprehensive Review and Critical Evaluation of the Half-Life of Tritium. *J Res Natl Inst Stand Technol* 105, 541–549. <https://doi.org/10.6028/jres.105.043>
- Luthcke, S.B., Sabaka, T.J., Loomis, B.D., Arendt, A.A., McCarthy, J.J., Camp, J., 2013. Antarctica, Greenland and Gulf of Alaska land-ice evolution from an iterated GRACE global mascon solution. *Journal of Glaciology* 59, 613–631. <https://doi.org/10.3189/2013JoG12J147>
- Macary, F., Leccia, O., Almeida Dias, J., Morin, S., Sanchez-Pérez, J.-M., 2013. Agro-environmental risk evaluation by a spatialised multi-criteria modelling combined with the PIXAL method. *Revue internationale de géomatique* 23, 39–70. <https://doi.org/10.3166/rig.23.39-70>
- MacNeil, C., Briffa, M., 2009. Replacement of a native freshwater macroinvertebrate species by an invader: implications for biological water quality monitoring. *Hydrobiologia* 635, 321. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9924-4>
- Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti, B., Drakou, E.G., Notte, A.L., Zulian, G., Bouraoui, F., Luisa Paracchini, M., Braat, L., Bidoglio, G., 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services* 1, 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.004>
- Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.-E., Meiner, A., Gelabert, E.R., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Piroddi, C., Egoh, B., Degeorges, P., Fiorina, C., Santos-Martín, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H.M., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San-Miguel-Ayán, J., Pérez-Soba, M., Grêt-Regamey, A., Lillebø, A.I., Malak, D.A., Condé, S., Moen, J., Czúcz, B., Drakou, E.G., Zulian, G., Lavalle, C., 2016. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services* 17, 14–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.023>
- Magand, C., Alves, M.H., Calleja, E., Datry, T., Dörfli, G., England, J., Gallart, F., Gomez, R., Jorda-Capdevila, D., Martí, E., Munne, A., Pastor, A.V., Stubbington, R., Tziortzis, I., Von Schiller, D., 2020. Intermittent rivers and ephemeral streams: what water managers need to know. *Zenodo*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3888474>
- Maingain, A., Dufour, B., Fourez, G., 2002. Approches didactiques de l'interdisciplinarité. *De Boeck Université*.
- Maisonnette, C., Rioux, S., 2001. Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 83, 165–175. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00259-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00259-0)
- Malard, F., Ward, J.V., Robinson, C.T., 2000. An expanded perspective of the hyporheic zone. *SIL Proceedings*, 1922–2010 27, 431–437. <https://doi.org/10.1080/03680770.1998.11901268>
- Malczewski, J., 2006. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science* 20, 703–726. <https://doi.org/10.1080/13658810600661508>
- Maltby, E., 2009. *Functional Assessment of Wetlands: Towards Evaluation of Ecosystem Services*. Elsevier.
- Marmonier, P., Archambaud, G., Belaidi, N., Bougon, N., Breil, P., Chauvet, E., Claret, C., Cornut, J., Datry, T., Dole-Olivier, M.-J., Dumont, B., Flipo, N., Foulquier, A., Gerino, M., Guilpart, A., Julien, F., Maazouzi, C., Martin, D., Mermillod-Blondin, F., Montuelle, B., Namour, P., Navel, S., Ombredane, D., Pelte, T., Piscart, C., Pusch, M., Stroffek, S., Robertson, A., Sanchez-Pérez, J.-M., Sauvage, S., Taleb, A., Wantzen, M., Vervier, P., 2012. The role of organisms in hyporheic processes: gaps in current knowledge, needs for future research and applications. *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.* 48, 253–266. <https://doi.org/10.1051/limn/2012009>
- Martí, E., Aumatell, J., Godé, L., Poch, M., Sabater, F., 2004. Nutrient Retention Efficiency in Streams Receiving Inputs from Wastewater Treatment Plants. *Journal of Environmental Quality* 33, 285–293. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.2850>
- Martín de Agar, P., Ortega, M., de Pablo, C.L., 2016. A procedure of landscape services assessment based on mosaics of patches and boundaries. *Journal of Environmental Management* 180, 214–227. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.020>
- Martínez-López, J., Bagstad, K.J., Balbi, S., Magrach, A., Voigt, B., Athanasiadis, I., Pascual, M., Willcock, S., Villa, F., 2019. Towards globally customizable ecosystem service models. *Science of The Total Environment* 650, 2325–2336. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.371>
- Martín-López, B., Church, A., Başak Dessane, E., Chenu, C., Christie, M., Gerino, M., Keune, H., Osipova, E., Oteros-Rozas, E., Paillard, S., Rossberg, A.G., Schröter, M., Oudenhoven, A.P.E., 2018. Chapter 2: Nature's contributions to people and quality of life - The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia (No. 20729).
- Masante, D., Vogt, J., 2018. Drought in Central- Northern Europe - August 2018.
- Mavsar, R., Varela, E., Gouriveau, F., Duclercq, M., 2014. Méthodes et outils d'évaluation socio-économique des biens et services rendus par les écosystèmes boisés méditerranéens. *Plan Bleu*.
- Max-Neef, M.A., 2005. Foundations of transdisciplinarity. *Ecological Economics* 53, 5–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.01.014>
- McClain, M.E., Boyer, E.W., Dent, C.L., Gergel, S.E., Grimm, N.B., Groffman, P.M., Hart, S.C., Harvey, J.W., Johnston, C.A., Mayorga, E., McDowell, W.H., Pinay, G., 2003. Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Ecosystems* 6, 301–312. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0161-9>
- McDonnell, M.J., Pickett, S.T.A., Groffman, P., Bohlen, P., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C., Parmelee, R.W., Carreiro, M.M., Medley, K., 2008. Ecosystem Processes Along an Urban-to-Rural Gradient, in: Marzluff, J.M., Shulenberg, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U., ZumBrunnen, C. (Eds.), *Urban*

- Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature. Springer US, Boston, MA, pp. 299–313. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_18
- McMillan, S.K., Noe, G.B., 2017. Increasing floodplain connectivity through urban stream restoration increases nutrient and sediment retention. *Ecological Engineering* 108, 284–295. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.006>
- Meaurio, M., Zabaleta, A., Uriarte, J.A., Srinivasan, R., Antigüedad, I., 2015. Evaluation of SWAT models performance to simulate streamflow spatial origin. The case of a small forested watershed. *Journal of Hydrology* 525, 326–334. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.050>
- Mekonnen, M.M., Hoekstra, A.Y., 2016. Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances* 2, e1500323. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500323>
- Meli, P., Rey Benayas, J.M., Balvanera, P., Martínez Ramos, M., 2014. Restoration Enhances Wetland Biodiversity and Ecosystem Service Supply, but Results Are Context-Dependent: A Meta-Analysis. *PLoS ONE* 9, e93507. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093507>
- Mello, K. de, Randhir, T.O., Valente, R.A., Vettorazzi, C.A., 2017. Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds. *Ecological Engineering, Ecological Engineering of Sustainable Landscapes* 108, 514–524. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.049>
- Merigout, P., 2006. Etude du métabolisme de la plante en réponse à l'apport de différents fertilisants et adjuvants culturaux. Influence des phytohormones sur le métabolisme azoté (These de doctorat). Paris, Institut national d'agronomie de Paris Grignon.
- Metzger, M.J., Bunce, R.G.H., Jongman, R.H.G., Sayre, R., Trabucco, A., Zomer, R., 2013. A high-resolution bioclimate map of the world: a unifying framework for global biodiversity research and monitoring. *Global Ecology and Biogeography* 22, 630–638. <https://doi.org/10.1111/geb.12022>
- Migliaccio, K.W., Chaubey, I., Haggard, B.E., 2007. Evaluation of landscape and instream modeling to predict watershed nutrient yields. *Environmental Modelling & Software* 22, 987–999. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.06.010>
- Ministry of Environment, Ministerio de Medio Ambiente, 2002. National Water Master Plan. Plan Hidrológico Nacional. Secretaría de Estado de Aguas y Costas.
- Ministry of Environment, Ministerio de Medio Ambiente, 2000. Libro Blanco del Agua en España (2000) - Centro de Estudios Hidrográficos (CEH) - Centros y Laboratorios - Organismo - CEDEX (No. I.S.B.N.: 84-8320-128-3 NIPO: 310-00-009-3 Depósito Legal: M-36787-2000).
- Minsky, M., 1965. Matter, Mind and Models.
- Mitchell, M.G.E., Bennett, E.M., Gonzalez, A., 2013. Linking Landscape Connectivity and Ecosystem Service Provision: Current Knowledge and Research Gaps. *Ecosystems* 16, 894–908. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9647-2>
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2011. Wetlands. John Wiley & Sons.
- Mittelstet, A.R., Storm, D.E., White, M.J., 2016. Using SWAT to enhance watershed-based plans to meet numeric water quality standards. *Sustainability of Water Quality and Ecology* 7, 5–21. <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2016.01.002>
- Miyake, Y., Hiura, T., Nakano, S., 2005. Effects of frequent streambed disturbance on the diversity of stream invertebrates. *Archiv für Hydrobiologie* 162, 465–480. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2005/0162-0465>
- Momblanch, A., Connor, J.D., Crossman, N.D., Paredes-Arquiola, J., Andreu, J., 2016. Using ecosystem services to represent the environment in hydro-economic models. *Journal of Hydrology* 538, 293–303. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.019>
- Momblanch, A., Paredes-Arquiola, J., Munné, A., Manzano, A., Arnau, J., Andreu, J., 2015. Managing water quality under drought conditions in the Llobregat River Basin. *Sci. Total Environ.* 503–504, 300–318. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.069>
- Monteith John Lennox, Moss C. J., Cooke George William, Pirie Norman Wingate, Bell George Douglas Hutton, 1977. Climate and the efficiency of crop production in Britain. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences* 281, 277–294. <https://doi.org/10.1098/rstb.1977.0140>
- Montes, M.P., Ferreol, M., Polatera, P.U., Mondy, C., 2012. Invertébrés benthiques : Un nouvel outil de bio-indication. L'Indice Invertébrés MultiMétrique (I2M2). Principes et premiers résultats (report). irstea.
- Montreuil, O., 2008. Relation entre l'ordre des bassins versants, l'organisation spatiale et le fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines (phdthesis). Agrocampus - Ecole nationale supérieure d'agronomie de rennes.
- Montreuil, O., Merot, P., Marmonier, P., 2010. Estimation of nitrate removal by riparian wetlands and streams in agricultural catchments: effect of discharge and stream order. *Freshwater Biology* 55, 2305–2318. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02439.x>
- Moriasi, D., Gitau, M.W., Pai, N., Daggupati, P., 2015. Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>
- Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D., Veith, T.L., 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*.
- Morrice, J.A., Valett, H.M., Dahm, C.N., Campana, M.E., 1997. Alluvial Characteristics, Groundwater–Surface Water Exchange and Hydrological Retention in Headwater Streams. *Hydrological Processes* 11, 253–267. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19970315\)11:3<253::AID-HYP439>3.0.CO;2-J](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19970315)11:3<253::AID-HYP439>3.0.CO;2-J)
- Morvan, T., Leterme, P., Mary, B., 1996. Quantification des flux d'azote consécutifs à un épandage de lisier de porc sur triticales en automne par marquage isotopique ¹⁵ N. *Agronomie* 16, 541–552. <https://doi.org/10.1051/agro:19960902>
- Mosier, A., Syers, J.K., Freney, J.R., 2013. Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment. Island Press.
- Mouchet, M.A., Rega, C., Lasseur, R., Georges, D., Paracchini, M.-L., Renaud, J., Stürck, J., Schulp, C.J.E., Verburg, P.H., Verkerk, P.J., Lavorel, S., 2017. Ecosystem service supply by European landscapes under alternative land-use and environmental policies. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 13, 342–354. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1381167>

- Mucher, C.A., Hennekens, S.M., Bunce, R.G.H., Schaminee, J.H.J., Schaepman, M.E., 2009. Modelling the spatial distribution of Natura 2000 habitats across Europe. *Landscape and Urban Planning* 92, 148–159. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.04.003>
- Mulholland, P.J., Hall, R.O., Sobota, D.J., Dodds, W.K., Findlay, S.E.G., Grimm, N.B., Hamilton, S.K., McDowell, W.H., O'Brien, J.M., Tank, J.L., Ashkenas, L.R., Cooper, L.W., Dahm, C.N., Gregory, S.V., Johnson, S.L., Meyer, J.L., Peterson, B.J., Poole, G.C., Valett, H.M., Webster, J.R., Arango, C.P., Beaulieu, J.J., Bernot, M.J., Burgin, A.J., Crenshaw, C.L., Helton, A.M., Johnson, L.T., Niederlehner, B.R., Potter, J.D., Sheibley, R.W., Thomasn, S.M., 2009. Nitrate removal in stream ecosystems measured by 15N addition experiments: Denitrification. *Limnol. Oceanogr.* 54, 666–680. <https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.3.0666>
- Müller, F., Burkhard, B., 2007. An ecosystem based framework to link landscape structures, functions and services, in: *Multifunctional Land Use*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 37–63. https://doi.org/10.1007/978-3-540-36763-5_3
- Muthukrishnan, S., Lewis, G.P., Andersen, C.B., 2007. Chapter 24 Relations among land cover, vegetation index, and nitrate concentrations in streams of the Enoree River Basin, piedmont region of South Carolina, USA, in: *Sarkar, D., Datta, R., Hannigan, R. (Eds.), Developments in Environmental Science, Concepts and Applications in Environmental Geochemistry*. Elsevier, pp. 515–539. [https://doi.org/10.1016/S1474-8177\(07\)05024-3](https://doi.org/10.1016/S1474-8177(07)05024-3)
- Muylaert, K., Sanchez-Pérez, J.-M., Teissier, S., Sauvage, S., Dauta, A., Vervier, P., 2009. Eutrophication and its effect on dissolved Si concentrations in the Garonne River (France). *Journal of Limnology* 68, 368–374.
- Nachtergaele, F.O., Velthuisen, H. van, Verelst, L., Batjes, N.H., Dijkshoorn, J.A., Engelen, V.W.P. van, Fischer, G., Jones, A., Montanarella, L., Petri, M., Prieler, S., Teixeira, E., Wilberg, D., Shi, X., 2008. Harmonized World Soil Database (version 1.0).
- NASA, J., 2011. ASTER—Global Digital Elevation Model V2 90x90m [WWW Document]. LP DAAC: Sioux Falls, SD, USA. URL <https://lpdaac.usgs.gov/> (accessed 1.16.19).
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Navarro, F.J., Perdomo, G., Tejera, P., Medina, B., Machín, F., Guillén, R.M., Lancha, A., Siverio, J.M., 2003. The role of nitrate reductase in the regulation of the nitrate assimilation pathway in the yeast *Hansenula polymorpha*. *FEMS Yeast Res* 4, 149–155. [https://doi.org/10.1016/S1567-1356\(03\)00163-6](https://doi.org/10.1016/S1567-1356(03)00163-6)
- Négrel, P., Merly, C., Gourcy, L., Cerdan, O., Petelet-Giraud, E., Kralik, M., Klaver, G., van Wirdum, G., Vegter, J., 2014. Soil–Sediment–River Connections: Catchment Processes Delivering Pressures to River Catchments, in: *Brils, J., Brack, W., Müller-Grabherr, D., Négrel, P., Vermaat, J.E. (Eds.), Risk-Informed Management of European River Basins, The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 21–52. https://doi.org/10.1007/978-3-642-38598-8_2
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., 2011. Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation Version 2009.
- Newbold, J.D., O'Neill, R.V., Elwood, J.W., Van Winkle, W., 1982. Nutrient Spiralling in Streams: Implications for Nutrient Limitation and Invertebrate Activity. *The American Naturalist* 120, 628–652.
- Newcomer Johnson, T.A., Kaushal, S.S., Mayer, P.M., Smith, R.M., Sviridchi, G.M., 2016. Nutrient Retention in Restored Streams and Rivers: A Global Review and Synthesis. *Water* 8, 116. <https://doi.org/10.3390/w8040116>
- Niezgoda, S.L., Johnson, P.A., 2005. Improving the Urban Stream Restoration Effort: Identifying Critical Form and Processes Relationships. *Environmental Management* 35, 579–592. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0088-8>
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M., Revenga, C., 2005. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science* 308, 405–408. <https://doi.org/10.1126/science.1107887>
- Nixon, S., Trent, Z., Marcuello, C., Lallana, C., 2003. Europe's Water: An Indicator-based Assessment: Summary, European Environment Agency. ed. Office for Official Publications of the European Communities.
- Notte, A.L., Maes, J., Grizzetti, B., Bouraoui, F., Zulian, G., 2012. Spatially explicit monetary valuation of water purification services in the Mediterranean bio-geographical region. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8, 26–34. <https://doi.org/10.1080/21513732.2011.645557>
- Oenema, O., Bleeker, A., Braathen, N.A., Budňáková, M., Bull, K., Čermák, P., Geupel, M., Hicks, K., Hoft, R., Kozlova, N., Leip, A., Spranger, T., Valli, L., Velthof, G., Winiwarer, W., 2011. Nitrogen in current European policies, in: *Bleeker, A., Grizzetti, B., Howard, C.M., Billen, G., van Grinsven, H., Erismann, J.W., Sutton, M.A., Grennfelt, P. (Eds.), The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 62–81. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511976988.007>
- Oeurng, C., 2010. Transport des matières en suspension et du carbone organique à l'échelle d'un bassin versant agricole : analyse de la dynamique et modélisation agro-hydrologique (SWAT) (phd). Université de Toulouse, Université Toulouse III - Paul Sabatier.
- Oeurng, C., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.-M., 2011. Assessment of hydrology, sediment and particulate organic carbon yield in a large agricultural catchment using the SWAT model. *Journal of Hydrology* 401, 145–153. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.02.017>
- OIEau, 2018. Ecological continuity [WWW Document]. <http://www.glossaire-eau.fr>. URL <http://www.glossaire-eau.fr/en/concept/ecological-continuity> (accessed 4.5.20).
- Olcina, A.G., Amorós, A.M.R., 2007. El problema del agua en la Comunidad Valenciana.
- Olesen, J.E., Carter, T.R., Díaz-Ambrona, C.H., Fronzek, S., Heidmann, T., Hickler, T., Holt, T., Minguéz, M.I., Morales, P., Palutikof, J.P., Quemada, M., Ruiz-Ramos, M., Rubæk, G.H., Sau, F., Smith, B., Sykes, M.T., 2007. Uncertainties in projected impacts of climate change on European agriculture and terrestrial ecosystems based on scenarios from regional climate models. *Climatic Change* 81, 123–143. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9216-1>
- Oraison, F., Souchon, Y., Van Looy, K., 2011. Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments: une voie commune? - Synthèse bibliographique.

- Orgiazzi, A., Panagos, P., 2018. Soil biodiversity and soil erosion: It is time to get married. *Global Ecology and Biogeography* 27, 1155–1167. <https://doi.org/10.1111/geb.12782>
- Pacheco, F.A.L., Sanches Fernandes, L.F., 2016. Environmental land use conflicts in catchments: A major cause of amplified nitrate in river water. *Science of The Total Environment* 548–549, 173–188. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.155>
- Palmer, M.A., Liermann, C.A.R., Nilsson, C., Flörke, M., Alcamo, J., Lake, P.S., Bond, N., 2008. Climate change and the world's river basins: anticipating management options. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 81–89. <https://doi.org/10.1890/060148>
- Panagos, P., Ballabio, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Klik, A., Rousseva, S., Tadić, M.P., Michaelides, S., Hrabalíková, M., Olsen, P., Aalto, J., Lakatos, M., Rymaszewicz, A., Dumitrescu, A., Beguería, S., Alewell, C., 2015a. Rainfall erosivity in Europe. *Science of The Total Environment* 511, 801–814. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.008>
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Montanarella, L., 2015b. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* 48, 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>
- Panagos, P., Meusburger, K., Ballabio, C., Borrelli, P., Alewell, C., 2014. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. *Science of The Total Environment* 479–480, 189–200. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.010>
- Pardé, M., 1964. Les régimes fluviaux de la péninsule ibérique. *Géocarrefour* 39, 129–182. <https://doi.org/10.3406/geoca.1964.1766>
- Paredes, J., Andreu, J., Solera, A., 2010. A decision support system for water quality issues in the Manzanares River (Madrid, Spain). *Science of The Total Environment* 408, 2576–2589. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.02.037>
- Party, J.P., Muller, N., Leguédais, S., Dupouey, J.-L., Gauquelin, T., Gégout, J.C., Lecareux, C., Badeau, V., Mansat, A., Rizzetto, S., Probst, A., 2015. DGveg_FR – Guide sommaire d'utilisation de la Carte de la Végétation Potentielle de la France 10 p.
- Pastor, A.V., Palazzo, A., Havlik, P., Biemans, H., Wada, Y., Obersteiner, M., Kabat, P., Ludwig, F., 2019. The global nexus of food–trade–water sustaining environmental flows by 2050. *Nat Sustain* 2, 499–507. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0287-1>
- Pautou, G., Ruffinoni, C., Thomas, J., 2003. Dynamique de la végétation alluviale exemple du Haut-Rhône et de la moyenne vallée de la Garonne, in: *Les Forêts Riveraines Des Cours d'eau: Écologie, Fonctions et Gestion*, Institut Pour Le Développement Forestier. Institut pour le développement forestier, Paris, pp. 286–311.
- Payraudeau, S., 2002. Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens (phdthesis). ENGREF (AgroParisTech).
- Peraza-Castro, M., Ruiz-Romera, E., Meaurio, M., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., 2018. Modelling the impact of climate and land cover change on hydrology and water quality in a forest watershed in the Basque Country (Northern Spain). *Ecological Engineering* 122, 315–326. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.016>
- Pérez, J.M.S., Antigüedad, I., Arrate, I., García-Linares, C., Morell, I., 2003. The influence of nitrate leaching through unsaturated soil on groundwater pollution in an agricultural area of the Basque country: a case study. *Sci. Total Environ.* 317, 173–187. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00262-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00262-6)
- Perrin, C., Michel, C., Andréassian, V., 2003. Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology* 279, 275–289. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00225-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00225-7)
- Pesce, M., Critto, A., Torresan, S., Giubilato, E., Santini, M., Zirino, A., Ouyang, W., Marcomini, A., 2018. Modelling climate change impacts on nutrients and primary production in coastal waters. *Science of The Total Environment* 628–629, 919–937. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.131>
- Peterson, B.J., Wollheim, W.M., Mulholland, P.J., Webster, J.R., Meyer, J.L., Tank, J.L., Martí, E., Bowden, W.B., Valett, H.M., Hershey, A.E., McDowell, W.H., Dodds, W.K., Hamilton, S.K., Gregory, S., Morrall, D.D., 2001. Control of Nitrogen Export from Watersheds by Headwater Streams. *Science* 292, 86–90. <https://doi.org/10.1126/science.1056874>
- Petts, G.E., Moeller, H., Roux, A.L. (eds), 1989. Historical change of large alluvial rivers: Western Europe.
- Peyrard, Dimitri, Delmotte, S., Sauvage, S., Namour, P., Gérino, M., Vervier, P., Sanchez-Pérez, J.-M., 2011. Longitudinal transformation of nitrogen and carbon in the hyporheic zone of an N-rich stream: A combined modelling and field study. *Physics and Chemistry of the Earth* 36, 599–611.
- Peyrard, D., Delmotte, S., Sauvage, S., Namour, Ph., Gerino, M., Vervier, P., Sanchez-Perez, J.M., 2011. Longitudinal transformation of nitrogen and carbon in the hyporheic zone of an N-rich stream: A combined modelling and field study. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, Man and River Systems: From pressures to physical, chemical and ecological status* 36, 599–611. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2011.05.003>
- Peyrard, D., Sauvage, S., Vervier, P., Sanchez-Perez, J.M., Quintard, M., 2008. A coupled vertically integrated model to describe lateral exchanges between surface and subsurface in large alluvial floodplains with a fully penetrating river. *Hydrological Processes* 22, 4257–4273. <https://doi.org/10.1002/hyp.7035>
- Piedelobo, L., Taramelli, A., Schiavon, E., Valentini, E., Molina, J.-L., Nguyen Xuan, A., González-Aguilera, D., 2019. Assessment of Green Infrastructure in Riparian Zones Using Copernicus Programme. *Remote Sensing* 11, 2967. <https://doi.org/10.3390/rs11242967>
- Piégay, H., Pautou, G., Ruffinoni, C., 2003. Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion. Forêt privée française.
- Pinay, G., 1986. Relations sol-nappe dans les bois riverains de la Garonne: étude de dénitrification (thesis). <http://www.theses.fr>. Lyon 1.
- Pinay, G., Bernal, S., Abbott, B.W., Lupon, A., Marti, E., Sabater, F., Krause, S., 2018. Riparian Corridors: A New Conceptual Framework for Assessing Nitrogen Buffering Across Biomes. *Front. Environ. Sci.* 6. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00047>

- Pinay, G., Decamps, H., 1988. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: A conceptual model. *Regulated Rivers: Research & Management* 2, 507–516. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450020404>
- Pinay, G., Gascuel, C., Menesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Levain, A., Moatar, F., Pannard, A., Souchu, P., 2017. L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS - Ifremer - INRA - Irstea.
- Pinay, G., Gumiero, B., Tabacchi, E., Gimenez, O., Tabacchi-Planty, A.M., Hefting, M.M., Burt, T.P., Black, V.A., Nilsson, C., Iordache, V., Bureau, F., Vought, L., Petts, G.E., Décamps, H., 2007. Patterns of denitrification rates in European alluvial soils under various hydrological regimes. *Freshwater Biology* 52, 252–266. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01680.x>
- Pinay, G., Haycock, N.E., 2019. Diffuse nitrogen pollution control: Moving from riparian zone to headwater catchment approach—A tribute to the influence of Professor Geoff Petts. *River Research and Applications* 35, 1203–1211. <https://doi.org/10.1002/rra.3488>
- Pinay, G., Labroue, L., 1986. Une station d'épuration naturelle des nitrates transportés par les nappes alluviales: L'aulnaie glutineuse. *C. r. Acad. sci., Sér. 3, Sci. vie* 302, 629–632.
- Pinay, G., Ruffinoni, C., Fabre, A., 1995. Nitrogen cycling in two riparian forest soils under different geomorphic conditions. *Biogeochemistry* 30, 9–29. <https://doi.org/10.1007/BF02181038>
- Pinay, G., Ruffinoni, C., Wondzell, S., Gazelle, F., 1998. Change in Groundwater Nitrate Concentration in a Large River Floodplain: Denitrification, Uptake, or Mixing? *Journal of the North American Benthological Society* 17, 179–189. <https://doi.org/10.2307/1467961>
- Piñeiro, G., Paruelo, J.M., Oesterheld, M., Jobbágy, E.G., 2010. Pathways of Grazing Effects on Soil Organic Carbon and Nitrogen. *rama* 63, 109–119. <https://doi.org/10.2111/08-255.1>
- Plaza-Bonilla, D., Jean-Marie NolotauthorINRA, U.-A., Didier RaffailacauthorINRA, U.-A., Eric JustesauthorINRA, U.-A., 2015. Cover crops mitigate nitrate leaching in cropping systems including grain legumes: Field evidence and model simulations.
- Powlson, D.S., 1993. Understanding the soil nitrogen cycle. *Soil Use and Management* 9, 86–93. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1993.tb00935.x>
- Preston, S.D., Alexander, R.B., Woodside, M.D., Hamilton, P.A., 2009. SPARROW MODELING—Enhancing Understanding of the Nation's Water Quality (No. Fact Sheet 2009–3019). U.S. Geological Survey.
- Probst, A., Fritz, B., Viville, D., 1995. Mid-Term Trends in Acid Precipitation, Streamwater Chemistry and Element Budgets in the Strengbach Catchment (Vosges Mountains, France), in: Černý, J., Novák, M., Pačes, T., Wieder, R.K. (Eds.), *Biogeochemical Monitoring in Small Catchments: Refereed Papers from BIOGEOMON, The Symposium on Ecosystem Behaviour: Evaluation of Integrated Monitoring in Small Catchments Held in Prague, Czech Republic, September 18–20, 1993*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 39–59. https://doi.org/10.1007/978-94-011-0261-2_3
- Probst, J.-L., 1987. Hydrologie du bassin de la Garonne, modèle de mélange-bilan de l'érosion exportation des phosphates et nitrates (Doctorat). Université Paul Sabatier, Toulouse.
- Quintana Seguí, P., Peral, C., Turco, M., Llasat, M. del C., Martin, E., 2016. Meteorological analysis systems in North-East Spain: validation of SAFRAN and SPAN.
- Quintana-Seguí, P., Le Moigne, P., Durand, Y., Martin, E., Habets, F., Baillon, M., Canellas, C., Franchisteguy, L., Morel, S., 2008. Analysis of Near-Surface Atmospheric Variables: Validation of the SAFRAN Analysis over France. *J. Appl. Meteor. Climatol.* 47, 92–107. <https://doi.org/10.1175/2007JAMC1636.1>
- Raimonet, M., Cakir, R., Sauvage, S., Gerino, M., Vautard, R., Sánchez-Pérez, J.M., 2018a. Water quality regulation functions under climate change in South-Western Europe catchments.
- Raimonet, M., Oudin, L., Thieu, V., Silvestre, M., Vautard, R., Rabouille, C., Le Moigne, P., 2017. Evaluation of Gridded Meteorological Datasets for Hydrological Modeling. *J. Hydrometeor.* 18, 3027–3041. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-17-0018.1>
- Raimonet, M., Thieu, V., Silvestre, M., Oudin, L., Rabouille, C., Vautard, R., Garnier, J., 2018b. Landward Perspective of Coastal Eutrophication Potential Under Future Climate Change: The Seine River Case (France).
- Ranalli, A.J., Macalady, D.L., 2010. The importance of the riparian zone and in-stream processes in nitrate attenuation in undisturbed and agricultural watersheds - A review of the scientific literature.
- Ratel, M.-O., Debrieur, C., 1992. ELIMINATION DES NITRATES DES EAUX POTABLES (DOCUMENT TECHNIQUE FNDAE No. Hors série 4). MINISTERE DE L'AGRICULTURE, DE L'ALIMENTATION, DE LA PECHE ET DES AFFAIRES RURALES Direction de l'Espace Rural et de la Forêt, Roissie-en-brie.
- Rebelo, A.J., Scheunders, P., Esler, K.J., Meire, P., 2017. Detecting, mapping and classifying wetland fragments at a landscape scale. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 8, 212–223. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2017.09.005>
- Regan, K., Stempfhuber, B., Schloter, M., Rasche, F., Prati, D., Philippot, L., Boeddinghaus, R.S., Kandeler, E., Marhan, S., 2017. Spatial and temporal dynamics of nitrogen fixing, nitrifying and denitrifying microbes in an unfertilized grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 109, 214–226. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.11.011>
- Reid, W.V., et al., 2005. Millennium Ecosystem Assessment - Ecosystem and Human Well-being - Synthesis [WWW Document]. URL <http://www.millenniumassessment.org/fr/Reports.html> (accessed 3.31.17).
- Revel, J.-C., Guiesse, M., 1995. Erosion due to cultivation of calcareous clay soils on hillsides in south-west France. II. Effect of ploughing down the steepest slope. *Soil and Tillage Research* 3, 147–155.
- Revsbech, N.P., Sørensen, J. (Eds.), 1990. Denitrification in Soil and Sediment, F.E.M.S. Symposium Series. Springer US.
- Reynolds, B., Edwards, A., 1995. Factors influencing dissolved nitrogen concentrations and loadings in upland streams of the UK. *Agricultural Water Management* 27, 181–202. [https://doi.org/10.1016/0378-3774\(95\)01146-A](https://doi.org/10.1016/0378-3774(95)01146-A)
- Rey-Valette, H., Laloë, F., Le Fur, J., Roussel, S., Colloque GECOREV.Gestion Concertée des Ressources Naturelles et de l'Environnement, du Local au Mondial, Saint Quentin en Yvelines (FRA), 2006/06/26-28, Colloque

- GECOREV. Gestion Concertée des Ressources Naturelles et de l'Environnement, du Local au Mondial, Saint Quentin en Yvelines (FRA), 2006/06/26-28, 2006. Usages des indicateurs de développement durable : entre offre et demande d'indicateurs. IRD-UVSQ, Saint-Quentin-en-Yvelines.
- Richardson, W.B., Strauss, E.A., Bartsch, L.A., Monroe, E.M., Cavanaugh, J.C., Vingum, L., Soballe, D.M., 2004. Denitrification in the Upper Mississippi River: rates, controls, and contribution to nitrate flux. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61, 1102–1112. <https://doi.org/10.1139/f04-062>
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Braun, D.P., Powell, J., 1998. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated Rivers: Research & Management* 14, 329–340. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199807/08\)14:4<329::AID-RRR505>3.0.CO;2-E](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199807/08)14:4<329::AID-RRR505>3.0.CO;2-E)
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J., Braun, D.P., 1996. A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology* 10, 1163–1174. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.x>
- Richter, B.D., Mathews, R., Harrison, D.L., Wigington, R., 2003. Ecologically Sustainable Water Management: Managing River Flows for Ecological Integrity. *Ecological Applications* 13, 206–224. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0206:ESWMMR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0206:ESWMMR]2.0.CO;2)
- Rivas-Martínez, S., S., Penas, A., Díaz, T.E., 2004. Bioclimatic map of Europe, bioclimates.
- Robles-Morua, A., Halvorsen, K.E., Mayer, A.S., Vivoni, E.R., 2014. Exploring the application of participatory modeling approaches in the Sonora River Basin, Mexico. *Environmental Modelling & Software* 52, 273–282. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.10.006>
- Rolls, R.J., Bond, N.R., 2017. Chapter 4 - Environmental and Ecological Effects of Flow Alteration in Surface Water Ecosystems, in: Horne, A.C., Webb, J.A., Stewardson, M.J., Richter, B., Acreman, M. (Eds.), *Water for the Environment*. Academic Press, pp. 65–82. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803907-6.00004-8>
- Romero, E., Garnier, J., Billen, G., Peters, F., Lassaletta, L., 2016. Water management practices exacerbate nitrogen retention in Mediterranean catchments. *Science of The Total Environment* 573, 420–432. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.007>
- Romero, E., Garnier, J., Lassaletta, L., Billen, G., Gendré, R.L., Riou, P., Cugier, P., 2013. Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry* 113, 481–505. <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9778-0>
- Roose, E., 1996. Land husbandry - Components and strategy - 70 FAO SOILS BULLETIN.
- Roudier, P., Andersson, J.C.M., Donnelly, C., Feyen, L., Greuell, W., Ludwig, F., 2016. Projections of future floods and hydrological droughts in Europe under a +2°C global warming. *Climatic Change* 135, 341–355. <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1570-4>
- Ruelland, D., Billen, G., Brunstein, D., Garnier, J., 2007. SENEQUE: A multi-scaling GIS interface to the Riverstrahler model of the biogeochemical functioning of river systems. *Science of The Total Environment, Human activity and material fluxes in a regional river basin: the Seine River watershed* 375, 257–273. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.014>
- Ruffinoni, C., Pinay, G., 1994. Rôle des ripisylves dans la réduction des pollutions azotées diffuses en milieu fluvial.
- Runkel, R.L., Crawford, C.G., Cohn, T.A., 2004. Load estimator (LOADEST): a FORTRAN program for estimating constituent loads in streams and rivers (USGS Numbered Series No. 4-A5), *Techniques and Methods*.
- Ryu, J., Jang, W.S., Kim, J., Jung, Y., Engel, B.A., Lim, K.J., 2016. Development of Field Pollutant Load Estimation Module and Linkage of QUAL2E with Watershed-Scale L-THIA ACN Model. *Water* 8, 292. <https://doi.org/10.3390/w8070292>
- Rzóska, J., 1978. *On the Nature of Rivers: With case stories of Nile, Zaire and Amazon*. Springer Science & Business Media.
- SAA, 2017. Ministère de l'agriculture et de l'alimentation - agreste - La statistique, l'évaluation et la prospective agricole - Statistique agricole annuelle (SAA) - Productions végétales. agreste.
- Saaty, T.L., 1990. *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation*. RWS.
- Sabater, S., Bregoli, F., Acuña, V., Barceló, D., Elosegí, A., Ginebreda, A., Marcé, R., Muñoz, I., Sabater-Liesa, L., Ferreira, V., 2018. Effects of human-driven water stress on river ecosystems: a meta-analysis. *Scientific Reports* 8, 11462. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29807-7>
- Sabater, S., Elosegí, A., Ludwig, R., 2019. Chapter 1 - Defining Multiple Stressor Implications, in: Sabater, S., Elosegí, A., Ludwig, R. (Eds.), *Multiple Stressors in River Ecosystems*. Elsevier, pp. 1–22. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811713-2.00001-7>
- Sabater, S., Guasch, H., Romaní, A., Muñoz, I., 2002. The effect of biological factors on the efficiency of river biofilms in improving water quality. *Hydrobiologia* 469, 149–156. <https://doi.org/10.1023/A:1015549404082>
- Sabater, S., Tockner, K., 2010. Effects of Hydrologic Alterations on the Ecological Quality of River Ecosystems, in: Sabater, S., Barceló, D. (Eds.), *Water Scarcity in the Mediterranean: Perspectives Under Global Change, The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 15–39. https://doi.org/10.1007/698_2009_24
- Saggar, S., Jha, N., Deslippe, J., Bolan, N.S., Luo, J., Giltrap, D.L., Kim, D.-G., Zaman, M., Tillman, R.W., 2013. Denitrification and N₂O:N₂ production in temperate grasslands: processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts. *Sci. Total Environ.* 465, 173–195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.050>
- Salman, A., Lombardo, S., Doody, P., 2004. Living with coastal erosion in Europe: Sediment and Space for Sustainability. *Eurosion project reports*.
- Salveti, R., Acutis, M., Azzellino, A., Carpani, M., Giupponi, C., Parati, P., Vale, M., Vismara, R., 2008. Modelling the point and non-point nitrogen loads to the Venice Lagoon (Italy): the application of water quality models to the Dese-Zero basin. *Desalination, 10th IWA International Specialized Conference on Diffuse Pollution and Sustainable Basin Management* 226, 81–88. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.236>
- Samaniego, L., Rakovec, O., Schaefer, D., Kumar, R., Cuntz, M., Mai, J., Craven, J., 2014. Multiscale verification of water fluxes and states over Pan European river basins 16, 2969.

- Sánchez Pérez, J.M., Antigüedad, I., Arrate, I., Garcia-Linares, C., Morell, I., 2003. The influence of nitrate leaching through unsaturated soil on groundwater pollution in an agricultural area of the Basque country: a case study. *Science of The Total Environment* 317, 173–187. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00262-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00262-6)
- Sánchez Pérez, J.M., Trémolières, M., Takatert, N., Ackerer, P., Eichhorn, A., Maire, G., 1999. Quantification of nitrate removal by a flooded alluvial zone in the Ill floodplain (Eastern France). *Hydrobiologia* 410, 185–193. <https://doi.org/10.1023/A:1003834014908>
- Sánchez-Pérez, J.-M., Gerino, M., Sauvage, S., Dumas, P., Maneux, É., Julien, F., Winterton, P., Vervier, P., 2009. Effects of wastewater treatment plant pollution on in-stream ecosystems functions in an agricultural watershed. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 45, 79–92. <https://doi.org/10.1051/limn/2009011>
- Sánchez-Pérez, J.M., Trémolières, M., 2003. Change in groundwater chemistry as a consequence of suppression of floods: the case of the Rhine floodplain. *Journal of Hydrology* 270, 89–104. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00293-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00293-7)
- Sánchez-Pérez, J.-M., Tremolieres, M., 1997. Variation in Nutrient Levels of the Groundwater in the Upper Rhine Alluvial Forests as a Consequence of Hydrological Regime and Soil Texture. *Global Ecology and Biogeography Letters* 6, 211–217. <https://doi.org/10.2307/2997734>
- Sánchez-Pérez, J.-M., Trémolières, M., Carbiener, R., 1991. Une station d'épuration naturelle des phosphates et nitrates apportés par les eaux de débordement du Rhin : la forêt alluviale à frêne et orme [WWW Document]. URL <https://www.semanticscholar.org/paper/Une-station-d%27%C3%A9puration-naturelle-des-phosphates-et-Sanchez-P%3%A9rez-Tr%C3%A9moli%C3%A8res/69e1c04f3dcb845608b14f97fbd965ce3a58bcde> (accessed 4.27.20).
- Sánchez-Pérez, J.M., Vervier, P., Garabétian, F., Sauvage, S., Loubet, M., Rols, J.L., Bariac, T., Weng, P., 2003. Nitrogen dynamics in the shallow groundwater of a riparian wetland zone of the Garonne, SW France: nitrate inputs, bacterial densities, organic matter supply and denitrification measurements. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 7, 97–107.
- Santa-María, C.M., Fernández Yuste, J.A., 2008. Índices de Alteración Hidrológica en Río S - Manual de referencia metodológica (No. Version 1). Dirección General del Agua (Ministerio de Medio Ambiente), mediante convenio con el CEDEX.
- Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.-M., Gerino, M., Boulêtreau, S., Delmotte, S., Julien, F., Peynard, D., Sun, X., Bernard-Jannin, L., Alexandre, H., Naiman, R.-J., Vervier, P., in revision. Modelling the contribution of river-bed interfaces to running water quality as ecological services. in revision.
- Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.-M., Vervier, P., Naiman, R.-J., Alexandre, H., Bernard-Jannin, L., Boulêtreau, S., Delmotte, S., Julien, F., Peynard, D., Sun, X., Gerino, M., 2018. Modelling the role of riverbed compartments in the regulation of water quality as an ecological service. *Ecological Engineering* 118, 19–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.018>
- Sauvage, S., Teissier, S., Vervier, P., Améziane, T., Garabétian, F., Delmas, F., Caussade, B., 2003. A numerical tool to integrate biophysical diversity of a large regulated river: hydrobiogeochemical bases. The case of the Garonne River (France). *River Res. Applic.* 19, 181–198. <https://doi.org/10.1002/rra.698>
- Sauvage, Sabine, Teissier, S., Vervier, P., Ameziame, T., Garabétian, F., Delmas, F., Caussade, B., 2003. A numerical tool to integrate biophysical diversity of a large regulated river: hydrobiogeochemical bases. The case of the Garonne River (France). *River Research and Applications* 19, 181–198.
- Save, H., Bettadpur, S., Tapley, B.D., 2016. High-resolution CSR GRACE RL05 mascons. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth* 121, 7547–7569. <https://doi.org/10.1002/2016JB013007>
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C., Walker, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413, 591–596. <https://doi.org/10.1038/35098000>
- Schmitt, L., Maire, G., Humbert, J., 2000. Typologie hydro-géomorphologique des cours d'eau : vers un modèle adapté à la gestion du milieu physique des rivières du versant sud-occidental du fossé rhénan. / An hydro-geomorphic typology of rivers : a management model adapted to the physical environment of the south-west watershed of the Rhine rift valley. *Géocarrefour* 75, 347–363. <https://doi.org/10.3406/geoca.2000.2486>
- Schnitzler-Lenoble, A., Carbiener, R., 2007. Forêts alluviales d'Europe -écologie, biogéographie, valeur intrinsèque, TEC&DOC. ed. Lavoisier, Paris.
- Schoenn, J., 2013. Définition et quantification des fonctions écologiques dans le golfe Normano-Breton. Une étape dans l'évaluation des biens et des services écosystémiques d'une future Aire Marine Protégée.
- Sebestyen, S.D., Shanley, J.B., Boyer, E.W., Kendall, C., Doctor, D.H., 2014. Coupled hydrological and biogeochemical processes controlling variability of nitrogen species in streamflow during autumn in an upland forest. *Water Resources Research* 50, 1569–1591. <https://doi.org/10.1002/2013WR013670>
- Sebilo, M., Billen, G., Mayer, B., Billiou, D., Grably, M., Garnier, J., Mariotti, A., 2006. Assessing Nitrification and Denitrification in the Seine River and Estuary Using Chemical and Isotopic Techniques. *Ecosystems* 9, 564–577.
- Seppelt, R., Lautenbach, S., Volk, M., 2013. Identifying trade-offs between ecosystem services, land use, and biodiversity: a plea for combining scenario analysis and optimization on different spatial scales. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, 458–463. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.05.002>
- Sferratore, A., Billen, G., Garnier, J., Smedberg, E., Humborg, C., Rahm, L., 2008. Modelling nutrient fluxes from sub-arctic basins: comparison of pristine vs. dammed rivers. *Journal of Marine Systems* 73, 14. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2007.10.012>
- Shanahan, P., Henze, M., Koncsos, L., Rauch, W., Reichert, P., Somlyódy, L., Vanrolleghem, P., 1998. River water quality modelling: II. Problems of the art. *Water and Science and Technology* 38, 245–252. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00661-1](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00661-1)
- Sharpley, A.N., Williams, J.R., 1990. EPIC-Erosion/Productivity Impact Calculator : 1, Model Documentation. USDA, Agricultural Research Service, Techn. Bull. 1759 235.
- Shevellar, L., Westoby, P., 2018. The Routledge Handbook of Community Development Research. Routledge.

- Shi, C.Y., Long, W.Y., Meng, A.C., Raajeevan, K.S., 2008. Biological Nitrogen Removal Activated Sludge Process in Warm Climates. IWA Publishing.
- Shotyk, W., Le Roux, G., 2005. Biogeochemistry and cycling of lead. *Met Ions Biol Syst* 43, 239–275. <https://doi.org/10.1201/9780824751999.ch10>
- Shoyama, K., Kamiyama, C., Morimoto, J., Ooba, M., Okuro, T., 2017. A review of modeling approaches for ecosystem services assessment in the Asian region. *Ecosystem Services* 26, 316–328.
- Simeoni-Sauvage, S., 1999. Modélisation hydrobiogéochimique de la Garonne à l'étiage estival : cas de l'azote entre Toulouse et Agen (120 kilomètres). Toulouse, INPT.
- Singh, V.P., 1995. Computer models of watershed hydrology. *Rev. ed.*
- Sinnathamby, S., Douglas-Mankin, K.R., Craige, C., 2017. Field-scale calibration of crop-yield parameters in the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). *Agricultural Water Management* 180, 61–69.
- Smakhtin, V., Revenga, C., Döll, P., 2004. A Pilot Global Assessment of Environmental Water Requirements and Scarcity. *Water International* 29, 307–317. <https://doi.org/10.1080/02508060408691785>
- Smith, D.D., Wischmeier, W.H., 1962. Rainfall Erosion, in: Norman, A.G. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 109–148. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60437-X](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60437-X)
- Smith, K.A., 2010. Nitrous Oxide and Climate Change. *Earthscan*.
- Sparrow, A.D., Friedel, M.H., Smith, D.M.S., 1997. A landscape-scale model of shrub and herbage dynamics in Central Australia, validated by satellite data. *Ecological Modelling* 97, 197–216. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(96\)01904-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(96)01904-7)
- Spearman, C., 1904. The Proof and Measurement of Association between Two Things. *The American Journal of Psychology* 15, 72–101. <https://doi.org/10.2307/1412159>
- Stahl, K., Hisdal, H., Hannaford, J., Tallaksen, L., Van Lanen, H., Sauquet, E., Demuth, S., Fendekova, M., Jordar, J., 2010. Streamflow trends in Europe: evidence from a dataset of near-natural catchments. *Hydrology and Earth System Sciences* 14, 2367–2382. <https://doi.org/10.5194/hess-14-2367-2010>
- Starkl, M., Brunner, N., López, E., Martínez-Ruiz, J.L., 2013. A planning-oriented sustainability assessment framework for peri-urban water management in developing countries. *Water Research, Urban Water Management to Increase Sustainability of Cities* 47, 7175–7183. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.037>
- Stefan, H.G., Preud'homme, E.B., 1993. Stream Temperature Estimation from Air Temperature I. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 29, 27–45. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1993.tb01502.x>
- Steffen, W., Crutzen, P.J., McNeill, J.R., 2007. The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature. *ambi* 36, 614–621. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[614:TAHNO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[614:TAHNO]2.0.CO;2)
- Steiger, J., Corenblit, D.J.-F., Vervier, P., 2000. Les ajustements morphologiques contemporains du lit mineur de la Garonne, France et leurs effets sur l'hydrosystème fluvial. *Annales de Géomorphologie / Annals of Geomorphology / Zeitschrift für Geomorphologie Suppl.-Bd. 122*, 227–246.
- Steiger, J., James, M., Gazelle, F., 1998. Channelization and consequences on floodplain system functioning on the Garonne River, SW France. *Regulated Rivers* 14, 13–23.
- Stevens, R.J., Laughlin, R.J., Maolne, J.P. (Department of A. and E.S., 1998. Soil pH affects the processes reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry* (United Kingdom).
- Stewardson, M.J., Datry, T., Lamouroux, N., Pella, H., Thommeret, N., Valette, L., Grant, S.B., 2016. Variation in reach-scale hydraulic conductivity of streambeds. *Geomorphology* 259, 70–80. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.02.001>
- Stiers, I., Crohain, N., Josens, G., Triest, L., 2011. Impact of three aquatic invasive species on native plants and macroinvertebrates in temperate ponds. *Biol Invasions* 13, 2715–2726. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9942-9>
- Strahler, A.N., 1957. Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. *Transaction, American Geophysical Union* 38, 913.
- Strauch, M., Lima, J.E.F.W., Volk, M., Lorz, C., Makeschin, F., 2013. The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. *Journal of Environmental Management, Integrated land-use and regional resource management – A cross-disciplinary dialogue on future perspectives for a sustainable development of regional resources* 127, S24–S36. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.014>
- Strayer, D.L., Beighley, R.E., Thompson, L.C., Brooks, S., Nilsson, C., Pinay, G., Naiman, R.J., 2003. Effects of Land Cover on Stream Ecosystems: Roles of Empirical Models and Scaling Issues. *Ecosystems* 6, 407–423. <https://doi.org/10.1007/PL00021506>
- Strullu, L., Beaudoin, N., Thiébeau, P., Julier, B., Mary, B., Ruget, F., Ripoche, D., Rakotovololona, L., Louarn, G., 2020. Simulation using the STICS model of C&N dynamics in alfalfa from sowing to crop destruction. *European Journal of Agronomy* 112, 125948. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2019.125948>
- Struyf, E., Bal, K.D., Backx, H., Vrebo, D., Casteleyn, A., Deckere, E.D., Schoelynck, J., Brendonck, L., Raitt, L.M., Meire, P., 2012. Nitrogen, phosphorus and silicon in riparian ecosystems along the Berg River (South Africa): The effect of increasing human land use. *Water SA* 38, 597–606. <https://doi.org/10.4314/wsa.v38i4.15>
- Sun, A.Y., Scanlon, B.R., AghaKouchak, A., Zhang, Z., 2017. Using GRACE Satellite Gravimetry for Assessing Large-Scale Hydrologic Extremes. *Remote Sensing* 9, 1287. <https://doi.org/10.3390/rs9121287>
- Sun, N.-Z., Sun, A., 2015. Model Calibration and Parameter Estimation: For Environmental and Water Resource Systems. Springer.
- Sun, X., Bernard-Jannin, L., Sauvage, S., Garneau, C., Arnold, J.G., Srinivasan, R., Sánchez-Pérez, J.M., 2017. Assessment of the denitrification process in alluvial wetlands at floodplain scale using the SWAT model. *Ecological Engineering, Wetlands and buffer zones in watershed management* 103, 344–358. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.098>
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Bealey, W.J., Billen, G., Bleeker, A., Bouwman, A.F., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B., 2011a. The challenge to integrate nitrogen science and policies: the European Nitrogen Assessment approach, in: Bleeker, A., Grizzetti, B., Howard, C.M., Billen, G., van Grinsven, H.,

- Erisman, J.W., Sutton, M.A., Grennfelt, P. (Eds.), The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 82–96. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511976988.008>
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B., 2011b. The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge University Press.
- Swenson, S., Wahr, J., 2006. Post-processing removal of correlated errors in GRACE data. *Geophysical Research Letters* 33. <https://doi.org/10.1029/2005GL025285>
- Tabacchi, E., Correll, D.L., Hauer, R., Pinay, G., Planty-Tabacchi, A.-M., Wissmar, R.C., 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology* 40, 497–516. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00381.x>
- Taguas, E.V., Gómez, J.A., Denisi, P., Mateos, L., 2015. Modelling the Rainfall-Runoff Relationships in a Large Olive Orchard Catchment in Southern Spain. *Water Resour Manage* 29, 2361–2375. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-0946-6>
- Takata, K., Emori, S., Watanabe, T., 2003. Development of the minimal advanced treatments of surface interaction and runoff. *Global and Planetary Change* 38, 209–222. [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00030-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00030-4)
- Tapley, B., Reigber, C., 2001. The GRACE Mission: status and future plans.
- Teissier, S., Sauvage, S., Vervier, P., Garabétian, F., Sánchez-Pérez, J.-M., 2008. A mass-balance approach to estimate in-stream processes in a large river. *Hydrological Processes* 22, 420–428. <https://doi.org/10.1002/hyp.6614>
- Teissier, S., Torre, M., Delmas, F., Garabétian, F., 2007. Detailing biogeochemical N budgets in riverine epilithic biofilms. *Journal of the North American Benthological Society* 26, 178–190. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2007\)26\[178:DBNBIR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26[178:DBNBIR]2.0.CO;2)
- Thurman, E.M., 1985. Amount of Organic Carbon in Natural Waters, in: Thurman, E.M. (Ed.), *Organic Geochemistry of Natural Waters, Developments in Biogeochemistry*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 7–65. https://doi.org/10.1007/978-94-009-5095-5_2
- Tisseuil, C., Wade, A.J., Tudesque, L., Lek, S., 2008. Modeling the stream water nitrate dynamics in a 60,000-km² European catchment, the Garonne, southwest France. *J. Environ. Qual.* 37, 2155–2169. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0507>
- Tockner, K., Stanford, J.A., 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29, 308–330. <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>
- Tockner, K., Uehlinger, U., Robinson, C.T., 2009. *Rivers of Europe*. Academic Press.
- Tockner, K., Ward, J.V., Edwards, P.J., Kollmann, J., 2002. Riverine landscapes: an introduction. *Freshwater Biology* 47, 497–500. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00913.x>
- Tonkin, J.D., Merritt, D.M., Olden, J.D., Reynolds, L.V., Lytle, D.A., 2018. Flow regime alteration degrades ecological networks in riparian ecosystems. *Nat Ecol Evol* 2, 86–93. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0379-0>
- Tournebize, J., Arlot, M.P., Billy, C., Birgand, F., Gillet, J.P., Dutertre, A., 2008. Quantification et maîtrise des flux de nitrates : de la parcelle drainée au bassin versant. *Ingénieries-E A T*, 5–25.
- Tournebize, J., Arlot, M.P., Billy, C., Birgand, F., Gillet, J.P., Dutertre, A., 2008. Quantification et maîtrise des flux de nitrates : de la parcelle drainée au bassin versant. *Ingénieries - E A T*, CemOA num. spécial Azote, phosphore et pesticides. *Stratégies et perspectives de réduction des flux*, 5–25.
- Triska, F.J., Kennedy, V.C., Avanzino, R.J., Zellweger, G.W., Bencala, K.E., 1989. Retention and Transport of Nutrients in a Third-Order Stream in Northwestern California: Hyporheic Processes. *Ecology* 70, 1893–1905. <https://doi.org/10.2307/1938120>
- Tschanz, L., Taton, T., Brun, J.-J., 2015. Pour une gestion durable des territoires, pensons en bouquet. *Espaces naturels* 16.
- Udawatta, R.P., Gantzer, C.J., Jose, S., 2017. Chapter 14 - Agroforestry Practices and Soil Ecosystem Services, in: Al-Kaisi, M.M., Lowery, B. (Eds.), *Soil Health and Intensification of Agroecosystems*. Academic Press, pp. 305–333. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805317-1.00014-2>
- Ullah, S., Breitenbeck, G.A., Faulkner, S.P., 2005. Denitrification and N₂O emission from forested and cultivated alluvial clay soil. *Biogeochemistry*. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-1565-0>
- Ullrich, A., Volk, M., 2009. Application of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to predict the impact of alternative management practices on water quality and quantity. *Agricultural Water Management* 96, 1207–1217. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.03.010>
- Uribe, N., Corzo, G., Quintero, M., van Griensven, A., Solomatine, D., 2018. Impact of conservation tillage on nitrogen and phosphorus runoff losses in a potato crop system in Fuquene watershed, Colombia. *Agricultural Water Management* 209, 62–72. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.07.006>
- USDA Soil Conservation Service, 1972. Hydrology Section 4 (Chapter 4-10), in: *National Engineering Handbook*.
- Vaidya, O.S., Kumar, S., 2006. Analytic hierarchy process: An overview of applications. *European Journal of Operational Research* 169, 1–29. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2004.04.028>
- Valé, M., 2006. Quantification et prédiction de la minéralisation nette de l’azote du sol in situ, sous divers pédoclimats et systèmes de culture français (phd).
- Valé, M., Mary, B., Justes, E., 2007. Irrigation practices may affect denitrification more than nitrogen mineralization in warm climatic conditions. *Biol Fertil Soils* 43, 641–651. <https://doi.org/10.1007/s00374-006-0143-0>
- Valette, P., 2002. Les paysages de la Garonne : les métamorphoses d’un fleuve : entre Toulouse et Castets-en Dordhe (thesis). Toulouse 2.
- Valigura, R.A., Alexander, R.B., Castro, M.S., Meyers, T.P., Paerl, H.W., Turner, R.E., Stacey, P.E., 2001. Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective. *American Geophysical Union*.
- Van der Biest, K., D’Hondt, R., Jacobs, S., Landuyt, D., Staes, J., Goethals, P., Meire, P., 2014. EBI: An index for delivery of ecosystem service bundles. *Ecological Indicators* 37, 252–265. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.006>

- Van der Biest, K., Meire, P., Schellekens, T., D'hondt, B., Bonte, D., Vanagt, T., Ysebaert, T., 2020. Aligning biodiversity conservation and ecosystem services in spatial planning: Focus on ecosystem processes. *Science of The Total Environment* 712, 136350. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136350>
- van Goethem, T.M.W.J., Schipper, A.M., Wamelink, G.W.W., Huijbregts, M.A.J., 2016. Context-dependent environmental quality standards of soil nitrate for terrestrial plant communities. *Journal of Environmental Management* 181, 681–686. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.037>
- van Griensven, A., Meixner, T., Grunwald, S., Bishop, T., Diluzio, M., Srinivasan, R., 2006. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. *Journal of Hydrology* 324, 10–23. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.09.008>
- Vandevenne, F., Struyf, E., Clymans, W., Meire, P., 2012. Agricultural silica harvest: have humans created a new loop in the global silica cycle? *Frontiers in Ecology and the Environment* 10, 243–248. <https://doi.org/10.1890/110046>
- Vannier, C., Crouzat, E., Byczek, C., Lasseur, R., Lafond, V., Cordonnier, T., Longaretti, P.-Y., Lavorel, S., 2017. Cartographier les services écosystémiques : quelles données, quels modèles, quelles incertitudes ? Exemple autour du bassin de vie de Grenoble. *Environnement Urbain / Urban Environment*.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980a. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980b. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Varenne, F., Silberstein, M., 2013. Modéliser & simuler. *Epistémologies et pratiques de la modélisation et de la simulation*, tome 1.
- Vautard, R., Gobiet, A., Sobolowski, S., Kjellström, E., Stegehuis, A., Watkiss, P., Mendlik, T., Landgren, O., Nikulin, G., Teichmann, C., Jacob, D., 2014. The European climate under a 2hspace0.167em°C global warming. *Environ. Res. Lett.* 9, 034006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/3/034006>
- Vernoux, J.F., Lions, J., Petelet-Giraud, E., Seguin, J.J., Stollsteiner, P., Lalot, E., 2011. Contribution à la caractérisation des relations entre eau souterraine, eau de surface et écosystèmes terrestres associés en lien avec la DCE (rapport BRGM No. RP-57044-FR). BRGM.
- Verzano, K., Bärlund, I., Flörke, M., Mehner, B., Kynast, E., Voß, F., Alcamo, J., 2012. Modeling variable river flow velocity on continental scale: Current situation and climate change impacts in Europe. *Journal of Hydrology* 424–425, 238–251. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.005>
- Viaroli, P., Soana, E., Pecora, S., Laini, A., Naldi, M., Fano, E.A., Nizzoli, D., 2018. Space and time variations of watershed N and P budgets and their relationships with reactive N and P loadings in a heavily impacted river basin (Po river, Northern Italy). *Science of The Total Environment* 639, 1574–1587. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.233>
- Vicente, D.J., Rodríguez-Sinobas, L., Garrote, L., Sánchez, R., 2018. Chapter Five - Applying Water Accounting Methods Through Statistical Data and Simulation Models: The Duero Transboundary Watershed, in: Friesen, J., Rodríguez-Sinobas, L. (Eds.), *Advances in Chemical Pollution, Environmental Management and Protection, Advanced Tools for Integrated Water Resources Management*. Elsevier, pp. 115–146. <https://doi.org/10.1016/bs.apmp.2018.06.001>
- Vidon, P., Allan, C., Burns, D., Duval, T.P., Gurwick, N., Inamdar, S., Lowrance, R., Okay, J., Scott, D., Sebestyen, S., 2010. Hot Spots and Hot Moments in Riparian Zones: Potential for Improved Water Quality Management1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 46, 278–298. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00420.x>
- Voirin-Morel, S., 2003. Modélisation distribuée des flux d'eau et d'énergie et des débits à l'échelle régionale du bassin Adour-Garonne (thesis). <http://www.theses.fr. Toulouse 3>.
- Volk, M., 2015. Modelling ecosystem services: Current approaches, challenges and perspectives. *Sustainability of Water Quality and Ecology, Modelling ecosystem services: Current approaches, challenges and perspectives* 5, 1–2. <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2015.05.002>
- Volk, M., 2013. Modelling ecosystem services – Challenges and promising future directions. *Sustainability of Water Quality and Ecology* 1–2, 3–9. <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2014.05.003>
- Volk, M., Bosch, D., Nangia, V., Narasimhan, B., 2016a. SWAT: Agricultural water and nonpoint source pollution management at a watershed scale. *Agricultural Water Management, Agricultural water and nonpoint source pollution management at a watershed scale: PART I Overseen by: Brent Clothier* 175, 1–3. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.06.013>
- Volk, M., Hirschfeld, J., Dehnhardt, A., Schmidt, G., Bohn, C., Liersch, S., Gassman, P.W., 2008. Integrated ecological-economic modelling of water pollution abatement management options in the Upper Ems River Basin. *Ecological Economics, Special Section: Integrated Hydro-Economic Modelling for Effective and Sustainable Water Management* 66, 66–76. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.01.016>
- Volk, M., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.-M., Biegert, K., 2016b. Development and applications of the SWAT model to support sustainable river basin management on different scales. *Sustainability of Water Quality and Ecology, Development and applications of SWAT to support sustainable land and water systems* 8, 1–3. <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2016.12.001>
- von Schiller, D., Acuña, V., Aristi, I., Arroita, M., Basaguren, A., Bellin, A., Boyero, L., Butturini, A., Ginebreda, A., Kalogianni, E., Larrañaga, A., Majone, B., Martínez, A., Monroy, S., Muñoz, I., Paunović, M., Pereda, O., Petrovic, M., Pozo, J., Rodríguez-Mozaz, S., Rivas, D., Sabater, S., Sabater, F., Skoulikidis, N., Solagaistua, L., Vardakas, L., Elosegi, A., 2017. River ecosystem processes: A synthesis of approaches, criteria of use and sensitivity to environmental stressors. *Science of The Total Environment* 596–597, 465–480. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.081>
- von Schiller, D., Aristi, I., Ponsatí, L., Arroita, M., Acuña, V., Elosegi, A., Sabater, S., 2016. Regulation causes nitrogen cycling discontinuities in Mediterranean rivers. *Science of The Total Environment, 5th Special Issue SCARCE:*

- River Conservation under Multiple stressors: Integration of ecological status, pollution and hydrological variability 540, 168–177. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.017>
- Vörösmarty, C., Lettenmaier, D., Leveque, C., Meybeck, M., Pahl-Wostl, C., Alcamo, J., Cosgrove, W., Grassl, H., Hoff, H., Kabat, P., Lansigan, F., Lawford, R., Naiman, R., 2004. Humans transforming the global water system. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 85, 509–514. <https://doi.org/10.1029/2004EO480001>
- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R., Davies, P.M., 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467, 555–561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>
- Vrebos, D., Beauchard, O., Meire, P., 2017. The impact of land use and spatial mediated processes on the water quality in a river system. *Science of The Total Environment* 601–602, 365–373. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.217>
- Vrebos, D., Staes, J., Vandenbroucke, T., D'Haeyer, T., Johnston, R., Muhumuza, M., Kasabeke, C., Meire, P., 2015. Mapping ecosystem service flows with land cover scoring maps for data-scarce regions. *Ecosystem Services, Best Practices for Mapping Ecosystem Services* 13, 28–40. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.005>
- Vushe, A., Mbadhi, H., 2018. Determination of nitrate retention capacity of Kalahari sands using a permeameter: Case study of Mashare farm soil in the Okavango River basin. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2018.09.004>
- Wade, A.J., Durand, P., Beaujouan, V., Wessel, W.W., Raat, K.J., Whitehead, P.G., Butterfield, D., Rankinen, K., Lepisto, A., 2002. A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 6, 559–582. <https://doi.org/10.5194/hess-6-559-2002>
- Wagenschein, D., Rode, M., 2008. Modelling the impact of river morphology on nitrogen retention—A case study of the Weisse Elster River (Germany). *Ecological Modelling* 211, 224–232. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.09.009>
- Walcker, R., 2015. Dynamique spatiale des mangroves de Guyane entre 1950 et 2014 : forçage atmosphérique et conséquence pour le stock de carbone côtier (phdthesis). Université Paul Sabatier - Toulouse III.
- Walling, D.E., Webb, B.W., 1985. Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: Some cautionary comments. *Marine Pollution Bulletin* 16, 488–492. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(85\)90382-0](https://doi.org/10.1016/0025-326X(85)90382-0)
- Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M., Morgan, R.P., 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24, 706–723. <https://doi.org/10.1899/04-028.1>
- Wang, G., Wang, J., Xia, X., Zhang, L., Zhang, S., McDowell, W.H., Hou, L., 2018. Nitrogen removal rates in a frigid high-altitude river estimated by measuring dissolved N₂ and N₂O. *Science of The Total Environment* 645, 318–328. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.090>
- Wany, A., Pathak, P.K., Gupta, K.J., 2020. Methods for Measuring Nitrate Reductase, Nitrite Levels, and Nitric Oxide from Plant Tissues. *Methods Mol. Biol.* 2057, 15–26. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-9790-9_2
- Watkins, M.M., Wiese, D.N., Yuan, D.-N., Boening, C., Landerer, F.W., 2015. Improved methods for observing Earth's time variable mass distribution with GRACE using spherical cap mascons. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth* 120, 2648–2671. <https://doi.org/10.1002/2014JB011547>
- Wei, X., Sauvage, S., Le, T.P.Q., Ouillon, S., Orange, D., Vinh, V.D., Sanchez-Perez, J.-M., 2019. A Modeling Approach to Diagnose the Impacts of Global Changes on Discharge and Suspended Sediment Concentration within the Red River Basin. *Water* 11, 958. <https://doi.org/10.3390/w11050958>
- Weigel, B.M., Henne, L.J., Martínez-Rivera, L.M., 2002. Macroinvertebrate-based index of biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico. *Journal of the North American Benthological Society* 21, 686–700. <https://doi.org/10.2307/1468439>
- Weng, P., Sánchez-Pérez, J.M., Sauvage, S., Vervier, P., Giraud, F., 2003. Assessment of the quantitative and qualitative buffer function of an alluvial wetland: hydrological modelling of a large floodplain (Garonne River, France). *Hydrological Processes* 17, 2375–2392. <https://doi.org/10.1002/hyp.1248>
- White, J.M., Stromberg, J.C., 2011. Resilience, Restoration, and Riparian Ecosystems: Case Study of a Dryland, Urban River. *Restoration Ecology* 19, 101–111. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00531.x>
- Whitton, B.A. (ed), 1984. Ecology of European rivers.
- Wieder, W.R., Bochnert, J., Bonan, G.B., Langseth, M., 2014. RegridDED Harmonized World Soil Database v1.2. ORNL DAAC. <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1247>
- Willems, H.P.L., Rotelli, M.D., Berry, D.F., Smith, E.P., Reneau, R.B., Mostaghimi, S., 1997. Nitrate removal in riparian wetland soils: Effects of flow rate, temperature, nitrate concentration and soil depth. *Water Research* 31, 841–849. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00315-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00315-6)
- Williams, J.R., 1975. Sediment-yield prediction with Universal Equation using runoff energy factor. In *Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yield and Sources*, Vol. ARS-S-40 (1975), pp. 244–252 ARS-S-40, 244–252.
- Winiwarter, W., Hettelingh, J.-P., Bouwman, A.F., de Vries, W., Erismann, J.W., Galloway, J., Klimont, Z., Leach, A., Leip, A., Pallière, C., Schneider, U.A., Spranger, T., Sutton, M.A., Svirejeva-Hopkins, A., van der Hoek, K.W., Witzke, P., 2011. Future scenarios of nitrogen in Europe, in: Bleeker, A., Grizzetti, B., Howard, C.M., Billen, G., van Grinsven, H., Erismann, J.W., Sutton, M.A., Grennfelt, P. (Eds.), *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 551–569. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511976988.027>
- Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L., Alley, W.M., 1998. Ground water and surface water: A single resource (USGS Numbered Series No. 1139), Ground water and surface water: A single resource, Circular. U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/cir1139>
- Wit, M.J.M. de, 2001. Nutrient fluxes at the river basin scale. I: the PolFlow model. *Hydrological Processes* 15, 743–759. <https://doi.org/10.1002/hyp.175>

- Wollheim, W.M., Peterson, B.J., Thomas, S.M., Hopkinson, C.H., Vörösmarty, C.J., 2008. Dynamics of N removal over annual time periods in a suburban river network. *J. Geophys. Res.* 113, G03038. <https://doi.org/10.1029/2007JG000660>
- Woodward, G., Gessner, M.O., Giller, P.S., Gulis, V., Hladysz, S., Lecerf, A., Malmqvist, B., McKie, B.G., Tiegs, S.D., Cariss, H., Dobson, M., Eloşegi, A., Ferreira, V., Graça, M.A.S., Fleituch, T., Lacoursière, J.O., Nistorescu, M., Pozo, J., Risnoveanu, G., Schindler, M., Vadineanu, A., Vought, L.B.-M., Chauvet, E., 2012. Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science* 336, 1438–1440. <https://doi.org/10.1126/science.1219534>
- Wouters, B., Bonin, J.A., Chambers, D.P., Riva, R.E.M., Sasgen, I., Wahr, J., 2014. GRACE, time-varying gravity, Earth system dynamics and climate change. *Rep. Prog. Phys.* 77, 116801. <https://doi.org/10.1088/0034-4885/77/11/116801>
- Wu, J., 2013. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecol* 28, 999–1023. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9894-9>
- Yang, J., Reichert, P., Abbaspour, K.C., Xia, J., Yang, H.M., 2008. Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to the Chaohe Basin in China. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.05.012>
- Yao, J., Colas, F., Solimini, A.G., Battin, T.J., Gafny, S., Morais, M., Puig, M.Á., Martí, E., Pusch, M.T., Voreadou, C., Sabater, F., Julien, F., Sánchez-Pérez, J.M., Sauvage, S., Vervier, P., Gerino, M., 2017a. Macroinvertebrate community traits and nitrate removal in stream sediments. *Freshwater Biology* 62, 929–944. <https://doi.org/10.1111/fwb.12913>
- Yao, J., Sánchez-Pérez, J.M., Sauvage, S., Teissier, S., Attard, E., Lauga, B., Duran, R., Julien, F., Bernard-Jannin, L., Ramburn, H., Gerino, M., 2017b. Biodiversity and ecosystem purification service in an alluvial wetland. *Ecological Engineering, Wetlands and buffer zones in watershed management* 103, 359–371. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.019>
- Yen, H., Daggupati, P., White, M.J., Srinivasan, R., Gossel, A., Wells, D., Arnold, J.G., 2016. Application of Large-Scale, Multi-Resolution Watershed Modeling Framework Using the Hydrologic and Water Quality System (HAWQS). *Water* 8, 164. <https://doi.org/10.3390/w8040164>
- Yu, Z., Liu, J., Li, Y., Jin, J., Liu, X., Wang, G., 2018. Impact of land use, fertilization and seasonal variation on the abundance and diversity of nirS -type denitrifying bacterial communities in a Mollisol in Northeast China. *European Journal of Soil Biology, European Journal of Soil Biology* 85, 4–11. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2017.12.001>
- Zalasiewicz, J., Waters, C., Summerhayes, C., Williams, M., 2018. The Anthropocene. *Geology Today* 34, 177–181. <https://doi.org/10.1111/gto.12244>
- Zarnetske, J.P., Haggerty, R., Wondzell, S.M., Baker, M.A., 2011. Dynamics of nitrate production and removal as a function of residence time in the hyporheic zone. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 116. <https://doi.org/10.1029/2010JG001356>
- Zessner, M., Lindtner, S., 2005. Estimations of municipal point source pollution in the context of river basin management. *Water Sci Technol* 52, 175–182. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0313>

Annexes

A. Informations Annexes au chapitre 4A

1. Parameters used to calibrate water quantity and quality in the SUDOE territory.

Table A1: Parameters used to calibrate water quantity and quality in the SUDOE territory. The parameters to calibrate irrigated volume and crop yield were used only for the AC calibration.

Parameters used to calibrate flow and nitrate of the SFHIF model					
File	Parameters	Definitions	Min. value	Max. value	Range of calibration
basins.bsn	ESCO	Soil evaporation compensation factor	0	1	0.6 - 0.95
	EPCO	Plant water uptake compensation factor	0	1	1
	SURLAG	Surface runoff lag time	0	10	10
*.gw	IPET	PET method: Hargreaves	0	3	2
	SHALLST	Initial depth of water in the shallow aquifer	0	5000	500-1000
	DEEPST	Initial depth of water in the deep aquifer	0	10000	100-2000
	GW_DELAY	Groundwater delay	0	500	31-50
	ALPHA_BF	Baseflow alpha factor	0	1	0.048-0.9
	GWQMN	Threshold depth of water in the shallow aquifer required for return flow to occur	0	5000	1200-2500
	GW_REVAP	Groundwater "revap" coefficient	0.02	0.5	0.02-0.4
		Threshold depth of water in the shallow aquifer for "revap" to occur	0	1000	500-1000
	REVAPMN	Deep aquifer percolation fraction	0	1	0-0.1
	RCHRG_DP	Available water capacity of the soil layer	0.01	0.5	37 -180
*.sol	SOL_AWC	Average slope length	10	150	6.5 - 150
*.hru	SLSUBBSN	Average slope stepness	0	0.6	0.002-0.6
	OV_N	Manning's "n" value for overland flow	0.01	0.15	0.01 - 0.18
*.mgt	CN2	SCS curve number	35	98	28 - 90
Parameters used to calibrate sediment					
*.rte	CH_Eq	Channel cover factor			
*.mgt	CH_COV	USLE support practice factor	0	1	0.3 - 1
	USLE_P	Linear parameter for calculating channel sediment routing	0.0001	0.01	0.0001
*.bsn	SPCON	Exponent parameter for calculating channel sediment routing	1	5	1
	SPEXP	Peak rate adjustment factor for sediment routing in the main channel	0	1	0.5
	PRF_BSN				
Parameters used to calibrate nitrate					
*.bsn	N_UPDIS	Nitrogen uptake distribution parameter	0	100	5 -20
	NPERCO	Nitrogen percolation coefficient	0	1	0.2 - 0.58
		Rate factor for humus mineralization of active organic nitrogen	0.0001	0.003	0.0003 - 0.0053
	CMN	Rate constant for biological oxidation NO2 to NO3	0.2	2	0.1 - 0.2
	BC2_BSN	Concentration of nitrogen in rainfall	0	15	0 - 5
*.chm	RCN	Initial NO3 concentration in the soil layer	0	100	0 - 19
	SOL_NO3	Initial organic N concentration in the soil layer	0	100	0 - 30
	SOL_ORGN				
Parameters used to calibrate volume irrigated					
*.mgt	WSTRS_ID	Water stress identifier (1) Plant water demand, (2) Soil water content	1	2	1 or 2
	AUTO_WSTRS	Water stress factor of cover/plant	0	1	0.9
	IRR_EFF	Irrigation efficiency (fraction)	0	1	0.6 or 0.9
		Irrigation source. (1) Streams, (2) Reservoirs, (3) Shallow aquifer , (4) deep aquifer , (5) Outside of the watershed	0	5	1, 2 or 5
	IRR_SCA	Amount of irrigation water applied each time auto irrigation is triggered	0	1000	0 - 500
	IRR_MX				
Parameters used to calibrate crop yield					
crop.dat	BIO_E	Biomass/Energy Ratio	10	90	15 - 60
	HVSTI	Harvest index	0.01	1.25	0.05 -0.7
	BLAI	Max leaf area index	0.5	10	0.8 - 10
*.mgt	FERT_ID	Fertilizer identification number	0	99	1, 2, 18, 21, 22
		Maximum amount of NO3-N allowed in any one application	0	500	0 - 150
	AUTO_NAPP	Nitrogen stress factor of cover/plant	0	1	0, 0.75, 0.95
	AUT_NSTR	Application efficiency	0	2	1.3 - 0.5
		Maximum amount of NO3-N allowed to be applied on a year	0	9999	0 - 1000
	AUTO_NYR	Fraction of fertilizer applied to top 10mm of soil	0	1	0 - 0.2
	AFRT_SURFACE				

2. Sensitivity analysis results ranking for water quantity and quality models outputs over the SUDOE territory.

Table A2: Parameters sensitivity ranking for streamflow model outputs for each part of SUDOE territory for CC and AC models.

Parameter Name ^a	CC			AC		
	Rank			Rank		
	Pyrenean	Mediterranean	Oceanic	Pyrenean	Mediterranean	Oceanic
V__GW_DELAY.gw	10	1	2	5	1	2
V__ALPHA_BF.gw	1	2	1	1	2	1
V__SURLAG.bsn	11	3	10	11	13	3
V__SHALLST_N.gw	9	4	15	9	11	5
V__GW_REVAP.gw	5	5	4	7	7	6
R__CN2.mgt	6	6	5	6	15	9
V__NPERCO.bsn	13	7	6	14	10	12
V__REVAPMN.gw	3	8	3	3	8	4
V__SDNCO.bsn	4	9	14	4	4	7
V__CMN.bsn	14	10	8	15	12	15
V__SHALLST.gw	15	11	13	13	5	10
V__GWQMN.gw	7	12	7	10	9	13
V__ESCO.bsn	2	13	12	2	3	14
V__RCHRG_DP.gw	8	14	11	8	6	11
V__EPCO.bsn	12	15	9	12	14	8

^aparameters values is replaced by value from the given range.

Table A3: Sensitivity analysis for CC streamflow models outputs.

Parameter Name ^a	AC					
	Pyrenean		Mediterranean		Oceanic	
	t-test ^b	p-value ^c	t-test ^b	p-value ^c	t-test ^b	p-value ^c
V__ALPHA_BF.gw	9.98	0.00	-4.67	0.00	-7.53	0.00
V__ESCO.bsn	1.07	0.29	-1.97	0.06	0.65	0.52
V__REVAPMN.gw	0.95	0.35	-1.27	0.21	1.36	0.18
V__SDNCO.bsn	-0.91	0.37	1.73	0.09	0.98	0.33
V__GW_DELAY.gw	-0.84	0.41	5.01	0.00	5.35	0.00
R__CN2.mgt	0.77	0.45	-0.16	0.87	0.65	0.52
V__GW_REVAP.gw	-0.61	0.55	-1.45	0.16	1.32	0.19
V__RCHRG_DP.gw	0.58	0.57	-1.50	0.14	0.42	0.68
V__SHALLST_N.gw	0.57	0.57	-0.51	0.61	1.32	0.19
V__GWQMN.gw	0.48	0.63	0.75	0.46	-0.27	0.79
V__SURLAG.bsn	-0.32	0.75	0.24	0.81	2.45	0.02
V__EPCO.bsn	0.19	0.85	-0.24	0.81	0.65	0.52
V__SHALLST.gw	-0.11	0.91	1.71	0.10	-0.62	0.54
V__NPERCO.bsn	0.09	0.93	0.75	0.46	0.28	0.78
V__CMN.bsn	0.07	0.95	-0.43	0.67	0.09	0.93

^aparameters values is replaced by value from the given range.^bt-value show a measure of sensitivity (the larger t-stat value, the more sensitive).^cparameters determines the significance of the sensitivity (the lower p-value, the more sensitive).

Table A4: Sensitivity analysis for AC streamflow models outputs.

Parameter Name ^a	AC					
	Pyrenean		Mediterranean		Oceanic	
	t-test ^b	p-value ^c	t-test ^b	p-value ^c	t-test ^b	p-value ^c
V__ALPHA_BF.gw	10.04	0.00	-3.39	0.00	-6.83	0.00
V__ESCO.bsn	0.99	0.33	0.25	0.80	-1.90	0.07
V__REVAPMN.gw	0.89	0.38	0.71	0.48	-1.28	0.21
V__SDNCO.bsn	-0.83	0.41	0.67	0.51	1.65	0.11
V__GW_REVAP.gw	-0.74	0.47	1.24	0.22	-0.93	0.36
R__CN2.mgt	0.73	0.47	1.02	0.31	-0.46	0.65
V__GWQMN.gw	0.60	0.55	-0.25	0.80	0.56	0.58
V__RCHRG_DP.gw	0.58	0.57	0.15	0.88	-1.36	0.18
V__SHALLST.gw	0.56	0.58	-0.27	0.79	1.36	0.18
V__GW_DELAY.gw	-0.50	0.62	5.99	0.00	4.12	0.00
V__SURLAG.bsn	-0.31	0.76	2.24	0.03	-0.01	0.99
V__EPCO.bsn	0.19	0.85	-0.14	0.89	0.11	0.91
V__NPERCO.bsn	0.19	0.85	0.74	0.46	0.67	0.51
V__CMN.bsn	0.05	0.96	0.27	0.79	-0.28	0.78
V__SHALLST_N.gw	0.01	0.99	1.62	0.11	1.36	0.18

^a parameters values is replaced by value from the given range.

^b t-value show a measure of sensitivity (the larger t-stat value, the more sensitive).

^c parameters determines the significance of the sensitivity (the lower p-value, the more sensitive).

3. Validation of LOADEST and observations

The Figure A2 shows a good agreement between observed and simulated sediment loads at monthly scale ($\rho = 0.94$, $R^2 = 0.53$ and $p\text{-value} < 0.001$). This LOADEST simulation gives a sediment load closes to observation and could be used to compare with SWAT model at monthly scale. The interpolation of nitrate concentration with LOADEST gives good results with a rho of 0.99, an average of 0.88 for the correlation coefficient and a p-value under 0.001 (Figure A3).

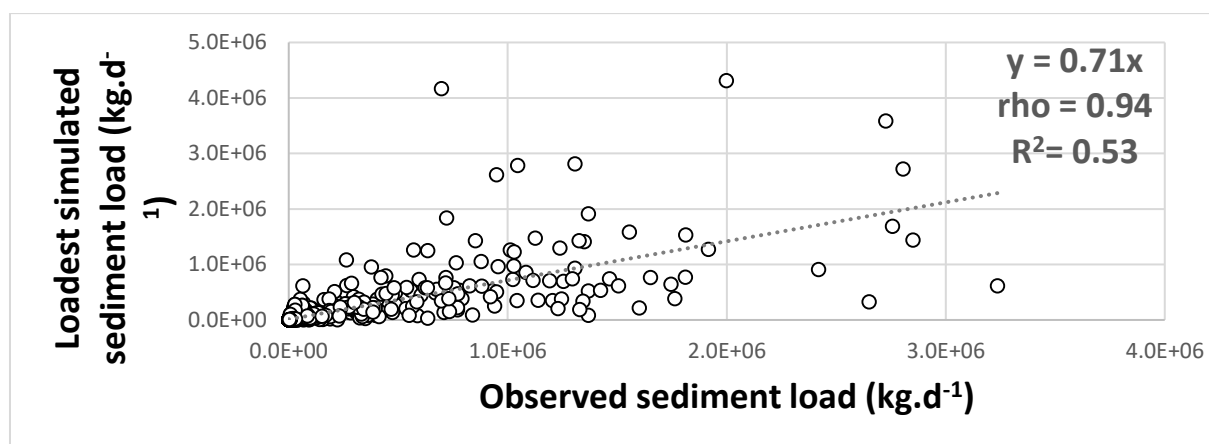


Figure A1: Sediment load regression between observation and LOADEST simulation at daily time step in kg.d^{-1} .

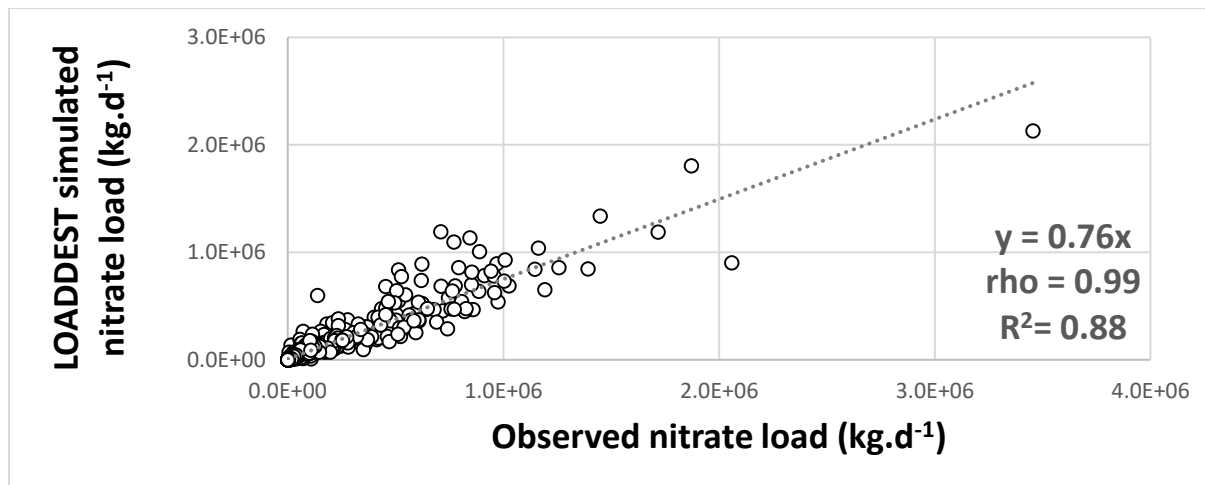


Figure A2: Nitrate load regression between observation and LOADDEST simulation at daily time step in kg.d^{-1} .

B. Informations Annexes au chapitre 5A: Spatial extrapolations of soil organic matter content and soil pH

Some spatial extrapolation processes are needed in this study to (1) complete the missing values of the study area and (2) to create a theoretical map of the soil-related properties under *Natural Condition*.

Missing values for Actual Condition

The statistical approaches of soil properties extrapolation are not functioning well in our study case. The soil organic matter content is highly dependent on land use and pedoclimatic conditions. Two parts of the Garonne watershed are missing (Figure 1A): (a) the Aveyron and Cantal departments and (b) the Andorran Pyrenees. A 20 km-buffer around the missing areas is first created. This study considers that areas in the vicinity of missing data areas have close soil properties because of similar pedoclimatic conditions. Soil data are then extracted from the buffer areas. The extrapolation is based on a combination of land cover and pedology. First, a shapefile of every soil type-land use combination is generated, then spatial analysis attributes the average of soil organic matter content and pH values that intersect the combination shapefile. Figure 2A validated the extrapolation results with an R^2 equal to 0.61 and a slope of 0.85.

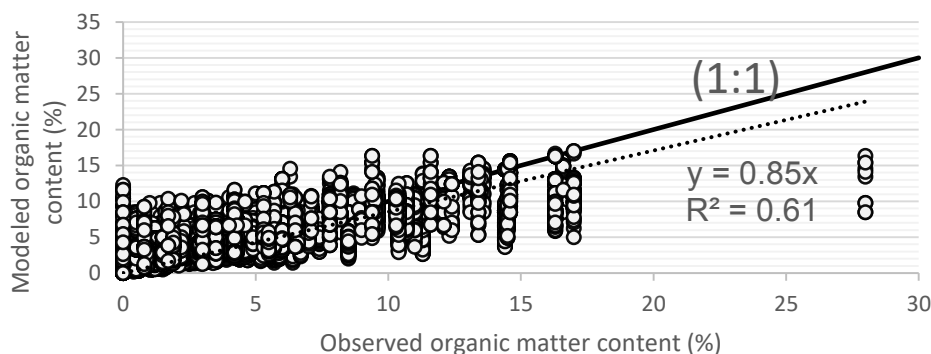


Figure B1: Nitrate Validation of the organic matter content extrapolation.

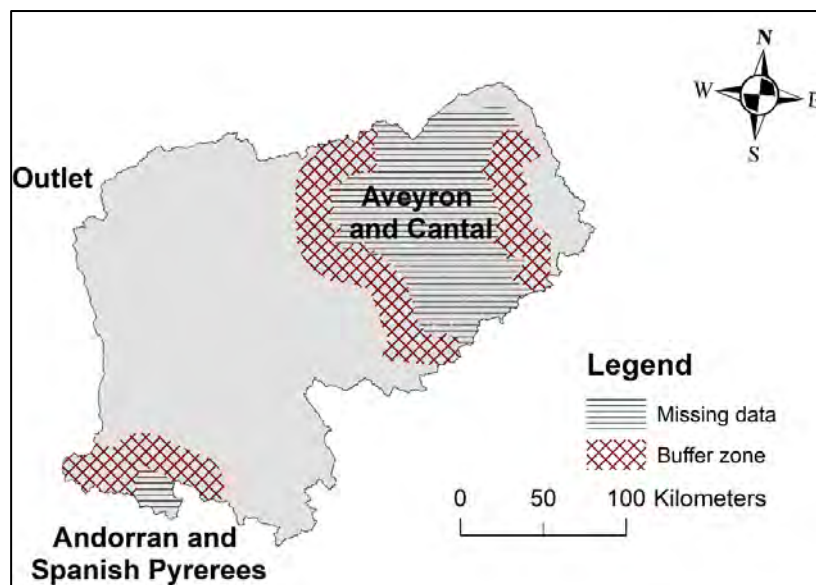


Figure B2: Garonne basin and missing data areas where extrapolation is needed.

Natural Condition

Soil organic matter content map under *Natural Condition* does not exist. In this study, we create a map of the theoretical soil organic matter content and pH values based on the actual soil map and the natural vegetation potential. We use the chemical analyses of the different soil profiles used to create the actual soil property maps. We only select the soil profiles dug under natural vegetation, without any human impacts (Figure 3A). The next step is to determine manually the similarities between the sampling site vegetation and the potential vegetation classification, based on the field operator observations. Finally, we attribute the average value of the soil organic matter content and pH values determined for each potential vegetation class in the Garonne basin area. 79.3% of the classification type has been determined according to this methodology. The 20.7% left gathered vegetation type existing in the potential vegetation map but not sampled in the soil database. In this case, we look at the sampling sites of the region outside of the Garonne watershed to determine the soil property values.

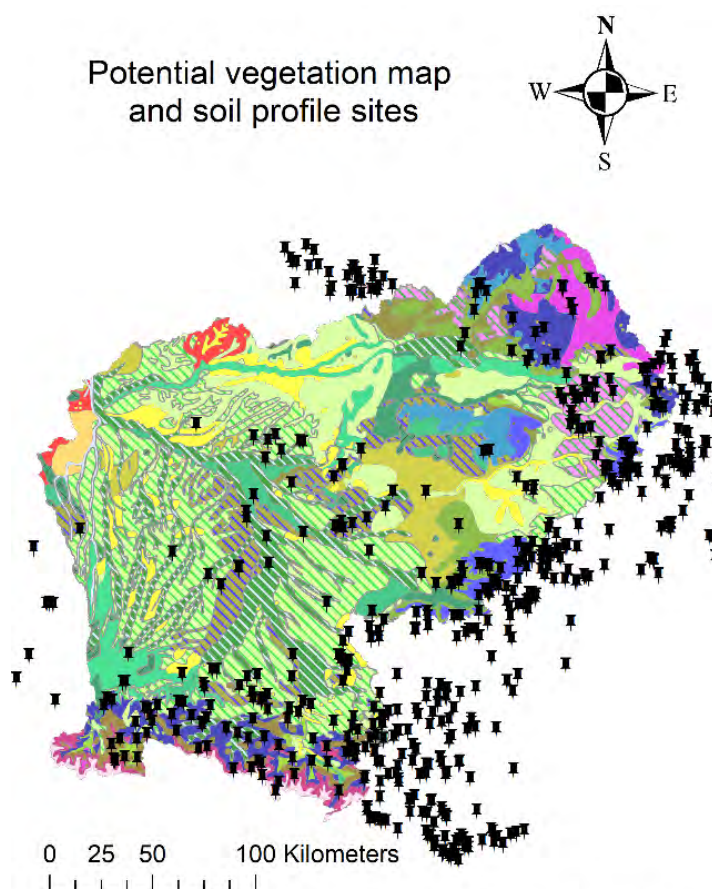


Figure B3: Potential vegetation map (léguedois et al., 2011) and soil profile sampled in areas covered by natural vegetation.

Résumé : Le maintien de la qualité des eaux de surface au sein des bassins versants est un enjeu pour la société et les écosystèmes. Ce maintien est notamment permis par la régulation de la qualité de l'eau, encore trop peu étudié. Comprendre cette régulation faciliterait la détermination de l'impact anthropique et des zones à préserver et par conséquent une gestion de la ressource optimale. Si l'on considère les nitrates comme indicateur de la qualité de l'eau, ces derniers sont apportés en quantité importante par les activités agricoles, les rejets urbains et industriels. La régulation est assurée par les écosystèmes grâce à des processus naturels de production, stockage et élimination. La régulation s'effectue à la fois dans les milieux terrestre et aquatique, et dépend de facteurs de contrôle, tels que l'occupation du sol, l'hydrologie, la pédologie et la structure du paysage. Le recours à la modélisation couplée à de l'observation à la fois sur les milieux aquatiques et terrestres est ainsi incontournable pour caractériser et quantifier les fonctions de régulations des nitrates à différentes échelles d'organisation spatiale. Les objectifs de cette thèse sont : (1) de quantifier et de comprendre l'évolution spatiale et temporelle des fonctions écologiques liées à la régulation des nitrates au sein du réseau hydrographique et des sols des versants, (2) d'analyser les facteurs de contrôle s'exerçant sur ces fonctions, (3) de quantifier avec des relations « simples » les fonctions écologiques, (4) de quantifier ces fonctions écologiques à l'échelle du Sud-Ouest européen dans un contexte de gestion du territoire. Deux échelles d'organisation spatiale ont été abordées : l'échelle de la masse d'eau au sens de la Directive Cadre sur l'Eau et l'échelle du système d'exploitation. La méthodologie a été développée sur la Garonne (50 000 km²) puis appliquée à l'échelle de tout le Sud-Ouest Européen (773 000 km²). Dans ce travail, nous avons exploités les données issues des agences de l'eau européennes, mais aussi des données scientifiques issues de projets européens et d'études ponctuelles. Les résultats simulés à partir du modèle SWAT montrent que, dans le bassin versant de la Garonne, la production de nitrates est en moyenne de +1,62 gN.m⁻².j⁻¹ et l'élimination des nitrates est en moyenne égale à -1,77 gN.m⁻².j⁻¹ au sein des cours d'eau sur la période 2000-2010. Ces calculs intégrant l'anthropisation (villes, agriculture, barrages) sont obtenus à l'échelle mensuelle. L'élimination de nitrates est plus forte au printemps et en été dans les petits cours d'eau de plaines alluviales, tandis que la production est plus forte en aval des fleuves. Sur les versants du bassin, la production en nitrates est dominante dans les plaines alluviales tandis que la fonction d'élimination est dominante dans les forêts alluviales et les zones humides avec une composition élevée en matière organique (>2%). Par comparaison avec une cartographie naturelle, ces fonctions écologiques de régulation ont subi une perte de 76% au sein du bassin de la Garonne, due aux fortes pressions anthropiques notamment de changement d'occupation du sol. La dynamique spatio-temporelle de ces fonctions écologiques est contrôlée par la pente, le débit, les conditions hydrauliques et la concentration en nitrates dans les eaux de surface. À partir de ces facteurs de contrôle, des équations paramétriques modélisant l'élimination des nitrates dans les cours d'eau à l'échelle des masses d'eau ont pu être développées et validées sur le bassin versant de la Garonne. Les fonctions écologiques terrestres et aquatiques estimées à large échelle, celle du Sud-Ouest européen, ont des variations spatiales et temporelles similaires à celles trouvées dans le bassin de la Garonne. Enfin, la valorisation des résultats de cette thèse a permis de nombreuses collaborations dans les domaines de l'hydrologie, de l'écologie et de l'économie et a fait l'objet de transferts de connaissances vers la société.

Abstract : Maintaining good surface water quality within watersheds is a crucial challenge for society and the proper functioning of aquatic ecosystems. This maintaining is allowed by the water quality regulation service, which is still understudied. A better understanding of this service will help determine the human stressors and the potential protected areas designation. Consequently, this understanding will design an optimal management of the resource. If we take the case of nitrates in watercourses as an indicator of water quality, they are still today brought in significant quantities from agricultural activities, urban and industrial effluents. The regulation service is provided by ecosystems through natural processes of production, storage and removal. Regulation takes place in both terrestrial and aquatic environments and depends on control factors such as land use and occupation, hydrology, pedology and landscape structure. The use of modelling coupled with observation is thus essential to characterize and quantify the nitrate regulation functions at different organization scale and was the subject of this work. The objectives of this thesis are: (1) quantifying and understanding the spatial and temporal evolution of the ecological functions related to nitrate regulation within the hydrographic network and its watershed area; (2) analyzing the influencing factors on these functions; (3) quantifying the ecological functions with "simple" relationships in order to avoid "complex" modelling; (4) quantifying these ecological functions on the scale of Southwestern Europe in a context of land management and global change. Two scales of spatial organization were addressed: the scale of the water body in the sense of the Water Framework Directive and the scale of the operating system. The methodology was first developed on the Garonne River (50,000 km²) and then applied on the scale of the whole Southwestern Europe (773,000 km²). In this work, we used data from the water agencies throughout Europe, but also scientific data from European projects and specific studies. The results simulated from the SWAT model show that, in the Garonne watershed, nitrate production is on average equal to +1.62 gN.m⁻².d⁻¹ and nitrate removal is on average equal to -1.77 gN.m⁻².d⁻¹ within the rivers over the period 2000-2010. These calculations were obtained from modelling on a monthly scale integrating anthropogenic pressures (cities, agriculture, dams). Nitrate removal is higher in spring and summer in small rivers of alluvial plains, while production is higher downstream of large rivers. In lands, nitrate production in soils is dominant in floodplains, while the in-land removal function is dominant in floodplain forests and wetland areas with high organic matter composition (>2%). These in-stream and in-land ecological functions are landscape-dependent. By comparing with natural maps, the in-land ecological functions have suffered a 76% loss due to strong human stressors in the Garonne watershed. The spatiotemporal dynamics of these in-stream and in-land ecological functions are controlled by the slope, the streamflow, the hydraulic conditions and the nitrate concentration in the surface waters. Based on these control factors, parametric equations modeling in-stream nitrate removal have been developed and validated on the Garonne watershed. The in-stream and in-land ecological functions estimated on a large scale, the scale of Southwestern Europe, have spatial and temporal variations similar to those found in the Garonne watershed and are dependent on landscape features and anthropogenic influence. Finally, the results of this thesis had been valorized thanks to many collaborations in the fields of hydrology, ecology and economy and had been the subject of knowledge transfer to society.